

IGOR LIMA BRETAS

**EMIÇÃO DE ÓXIDO NITROSO, METANO E AMÔNIA DE EXCRETAS
BOVINAS EM PASTOS DE CAPIM-BRAQUIÁRIA EM SISTEMA
SILVIPASTORIL OU MONOCULTIVO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Zootecnia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL
2018

**Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa**

T

B844e
2018
Bretas, Igor Lima, 1993-
Emissão de óxido nitroso, metano e amônia de excretas
bovinas em pastos de capim-braquiária em sistema silvipastoril
ou monocultivo / Igor Lima Bretas. – Viçosa, MG, 2018.
xii, 58 f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Orientador: Fernanda Helena Martins Chizzotti.
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.
Referências bibliográficas: f. 44-58.

1. Resíduos de animais. 2. Amônia. 3. Metano. 4. Óxido
nitroso. 5. Capim-braquiaria. 6. Agrossilvicultura. 7. Solo - Uso.
8. Gases estufa. I. Universidade Federal de Viçosa.
Departamento de Zootecnia. Programa de Pós-Graduação em
Zootecnia. II. Título.

CDD 22. ed. 628.7466

IGOR LIMA BRETAS

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO, METANO E AMÔNIA DE EXCRETAS
BOVINAS EM PASTOS DE CAPIM-BRAQUIÁRIA EM SISTEMA
SILVIPASTORIL OU MONOCULTIVO**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Zootecnia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 23 de fevereiro de 2018.

Márcio dos Reis Martins

Róberson Machado Pimentel

Domingos Sávio Campos Paciullo

Emanuelle Mercês Barros Soares

Fernanda Helena Martins Chizzotti
(Orientadora)

DEDICATÓRIA

A Deus pela oportunidade, aos meus pais, Almir e Cecília, pelo esforço de sempre, ao meu irmão Bruno pelo apoio incondicional e a minha namorada Gabriela pelo carinho e companheirismo.

“Leve na sua memória para o resto de sua vida as coisas boas que surgiram no meio das dificuldades. Elas serão uma prova de sua capacidade em vencer as provas e lhe darão confiança na presença divina, que nos auxilia em qualquer situação, em qualquer tempo, diante de qualquer obstáculo.”

(Chico Xavier)

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais pelo exemplo de dedicação e por todo o suporte dado para que eu conseguisse concluir meus objetivos.

Ao meu irmão pela amizade e motivação de sempre.

A minha namorada pelo apoio em todos os momentos.

A Universidade federal de Viçosa e ao Departamento de Zootecnia, pela oportunidade de crescimento profissional.

A professora Fernanda Chizzotti pela orientação e apoio prestado em cada etapa deste trabalho.

Ao pesquisador Domingos Paciullo por toda motivação, e pelo imenso apoio e orientação no desenvolvimento do trabalho

Ao pesquisador Bruno Alves, e toda equipe da Embrapa Agrobiologia pelo auxílio e contribuição para o enriquecimento deste trabalho

A todos os professores do Departamento de Zootecnia, pelos conhecimentos transmitidos.

Ao Mateus Inácio e Marina Lima pela amizade, dedicação e compromisso que permitiram a condução do experimento de campo.

A Embrapa Gado de leite e Agrobiologia por toda infraestrutura fornecida para condução do experimento e análises laboratoriais.

Aos funcionários da Embrapa Gado de leite, pela ajuda na condução do experimento a campo.

Aos meus amigos pelos momentos de descontração

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de estudos.

Enfim, a todos aqueles, que de alguma forma, me ajudaram a alcançar esse objetivo.

BIOGRAFIA

Igor Lima Bretas, filho de Almir Ambrósio Bretas e Cecília Muratori de Lima e Silva, nasceu em Muriaé, Minas Gerais, em 07 de agosto de 1993.

Iniciou a graduação em Zootecnia na Universidade Federal de Viçosa em 2011 e colou grau em janeiro de 2016. No mesmo ano ingressou na Pós-Graduação em Zootecnia em nível de Mestrado, na Universidade Federal de Viçosa, concentrando seus estudos na área de Forragicultura e Pastagens.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Croqui do delineamento experimental.....	15
Figura 2 - Base metálica (A) e topo (B), que formam a câmara estática usada para quantificação dos fluxos de N ₂ O e CH ₄	17
Figura 3 - Câmara estática semi-aberta utilizada para quantificação da volatilização de NH ₃	20
Figura 4 - Dados de precipitação e temperaturas média do ar e do solo em SSP e Mono ao longo do período chuvoso (05/02 a 24/04).	21
Figura 5 - Dados de precipitação e temperaturas média do ar e do solo em SSP e Mono ao longo do período seco (29/07 a 26/10).	22
Figura 6 - Teor de NO ₃ ⁻ na camada 0-10 cm do solo em SSP nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.....	23
Figura 7 - Teor de NO ₃ ⁻ na camada 0-10 cm do solo em Mono nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.....	23
Figura 8 - Teor de NH ₄ ⁺ na camada 0-10 cm do solo em SSP nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.....	24
Figura 9 - Teor de NH ₄ ⁺ na camada 0-10 cm do solo em Mono nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.....	24
Figura 10 - EPSA na camada 0-10 cm do solo em SSP nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 03/10) do ano.	25
Figura 11 - EPSA na camada 0-10 cm do solo em Mono nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 03/10) do ano.	26
Figura 12 - Fluxo médio diário de N ₂ O em SSP nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.....	27
Figura 13 - Fluxo médio diário de N ₂ O em Mono nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.	27
Figura 14 - Fluxo médio diário de CH ₄ em SSP nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.....	30

Figura 15 - Fluxo médio diário de CH ₄ em Mono nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.	30
Figura 16 - Quantidade de N volatilizado na forma de NH ₃ por dia de coleta em SSP e Mono no período chuvoso do ano. As barras representam o erro padrão das médias....	32
Figura 17 - Volatilização de NH ₃ acumulada em SSP e Mono durante 20 dias de avaliação no período chuvoso.....	32
Figura 18 - Quantidade de N volatilizado na forma de NH ₃ em SSP e Mono no período seco do ano. As barras representam o erro padrão das médias.....	33
Figura 19 - Volatilização de NH ₃ acumulada em SSP e Mono durante 24 dias de avaliação no período seco.....	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características físicas e químicas do solo em SSP e Mono, na camada de 0 a 10 cm de profundidade.	12
Tabela 2 – Características do pasto e da serapilheira em SSP e Mono nos períodos chuvoso e seco do ano.	14
Tabela 3 - Percentual de N contido nas fezes e urina dos animais em SSP e Mono, nos períodos chuvoso e seco do ano.	15
Tabela 4 - Percentual de sólidos voláteis contido nas fezes dos animais em SSP e Mono, nos períodos chuvoso e seco do ano.	16
Tabela 5 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N-N ₂ O. Desdobramento da interação para comparação entre excretas e entre períodos.	28
Tabela 6 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N- N ₂ O. Desdobramento da interação para comparação entre sistemas.....	29
Tabela 7 - Total de sólidos voláteis (SV) aplicado na forma de fezes por câmara e fração dos sólidos voláteis emitida na forma CH ₄	31
Tabela 8 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N-NH ₃ . Desdobramento da interação para comparação entre excretas e entre períodos.	35
Tabela 9 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N-NH ₃ . Desdobramento da interação para comparação entre sistemas.....	35

RESUMO

BRETAS, Igor Lima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2018. **Emissão de óxido nitroso, metano e amônia de excretas bovinas em pastos de capim-braquiária em sistema silvipastoril ou monocultivo.** Orientadora: Fernanda Helena Martins Chizzotti. Coorientadores: Bruno José Rodrigues Alves e Renato de Aragão Ribeiro Rodrigues.

Um dos problemas associados à atividade pecuária no Brasil é a emissão de gases de efeito estufa (GEE), responsável pelo aquecimento global, principalmente em função do expressivo rebanho bovino nacional. Além do metano entérico, as excretas dos animais também são fontes de GEE para a atmosfera. Esse estudo foi conduzido com o objetivo de quantificar as emissões de óxido nitroso (N_2O), metano (CH_4) e amônia (NH_3), provenientes das excretas de bovinos, em pastos de capim-braquiária em sistema silvipastoril (SSP) e monocultivo (Mono), durante os períodos chuvoso e seco do ano. O estudo foi realizado no Campo Experimental José Henrique Bruschi, no município de Coronel Pacheco, de fevereiro a abril e de julho a outubro de 2017. Foi adotado o delineamento em blocos casualizados, com 3 blocos e 2 repetições por tratamento dentro de cada bloco, em esquema de parcela subdividida no tempo, considerando um fatorial 3x2 (3 excretas e 2 sistemas) na parcela e período do ano (chuvoso ou seco) como efeito de sub-parcela. A área experimental foi previamente isolada durante 1 ano da entrada de animais e dividida em 36 parcelas de 2 m² (18 para cada sistema) que receberam as excretas. Fezes e urina foram obtidas de 12 vacas mestiças, sendo 6 vacas mantidas em pastejo em cada um dos sistemas (fora da área vedada) durante 30 dias antes da coleta das excretas. No momento da coleta, os animais foram contidos e as fezes e urina referentes a cada um dos dois sistemas foram homogeneizadas e amostradas para análise de N total das fezes e da urina e do teor de sólidos voláteis das fezes. Posteriormente foi realizada a deposição de 1 L de urina fresca e 1,6 kg de fezes frescas nas respectivas parcelas. Durante o período chuvoso, a aplicação de urina elevou os fluxos de N_2O em ambos os sistemas, enquanto a aplicação de fezes elevou os fluxos de CH_4 . Durante o período seco, tanto os fluxos de N_2O , quanto de CH_4 foram acentuadamente reduzidos. De forma geral, os fluxos de N_2O e CH_4 em SSP foram maiores que os fluxos em Mono. Considerando o tipo de excreta aplicada no período chuvoso, observou-se que o fator de emissão (FE) de N_2O na área com urina foi significativamente maior do que na área tratada com fezes ($P < 0,05$) em SSP. Em relação ao efeito do tipo de sistema, notou-se que, no período chuvoso, o FE de N_2O para urina e o FE de CH_4 para fezes em SSP foram

significativamente maiores ($P < 0,05$) em relação à Mono. Já a volatilização de NH_3 tanto a partir das fezes, quanto da urina foram maiores durante o período seco. Quanto ao FE de NH_3 , o mesmo foi maior ($P < 0,05$) em Mono e no período seco quando foi aplicada urina, não havendo diferença entre sistemas com a aplicação de fezes. Durante o período de maiores emissões de N_2O , houve emissão de 0,4% do N aplicado na forma de urina em SSP e 0,04% em Mono, com emissões abaixo de 0,05% em ambos os sistemas para as fezes. Quanto ao CH_4 , houve emissão de 0,03% dos sólidos voláteis aplicados na forma de fezes em SSP e 0,01% em Mono, para o período de maior emissão, não havendo emissões significativas com a aplicação de urina. O FE de NH_3 para urina variou de 1,7% a 4,3% em SSP e de 8,3% a 17,1% em Mono, com o FE para fezes variando de 1,2% a 5,8% em SSP e de 1,8% a 3,6% em Mono. As emissões de N_2O , CH_4 e NH_3 são influenciadas pelo sistema de uso do solo, tipo de excreta e estação do ano. Além disso, o fator de emissão de N_2O , CH_4 e NH_3 em ambos os sistemas, e nessas condições de estudo, são bem inferiores ao estimado pelo IPCC em nível global.

ABSTRACT

BRETAS, Igor Lima, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2018. **Emission of nitrous oxide, methane and ammonia from bovine excreta in grasses of brachiaria grass in silvopastoral or monoculture system.** Adviser: Fernanda Helena Martins Chizzotti. Co-advisers: Bruno José Rodrigues Alves and Renato de Aragão Ribeiro Rodrigues.

One of the problems associated with livestock in Brazil is the emission of greenhouse gases (GHG), responsible for global warming, mainly due to the significant national cattle herd. In addition to enteric methane, animal excreta are sources GHG for atmosphere. This study was conducted with the objective of quantifying N_2O , CH_4 and NH_3 emissions from bovine excreta in pastures of brachiaria grass in silvopastoral (SSP) and monoculture (MONO) systems during the rainy and dry periods of the year. The study was carried out in the Experimental Field José Henrique Bruschi, in the city of Coronel Pacheco, from February to April and from July to October 2017. A randomized complete block design was used, with 3 blocks and 2 replicates per treatment within each block, in a split-plot scheme, considering a factorial 3×2 (3 excreta types and 2 systems) in the plot and period of the year (rainy or dry) as subplot effect. An area within each system was previously isolated from the entrance of animals for 1 year and divided into 18 plots that received the excreta. Dung and urine were obtained from 12 crossbred cows, being 6 cows were kept in grazing in each of the systems for 30 days before excreta collection. At moment of collection, the animals were contained and the dung and urine referring to each of the two systems were homogenized and sampled in triplicate for further analysis of dung and urine total nitrogen and the volatile solids content of dung. Subsequently, 1 L of fresh urine and 1.6 kg of fresh dung were deposited in the respective plots. During the rainy season, urine application increased N_2O fluxes in both systems, while dung application increased CH_4 fluxes. During the dry period, both N_2O and CH_4 fluxes were substantially reduced. In general, the fluxes of N_2O and CH_4 in SSP were higher than the fluxes in Mono. Considering the type of excreta applied in the rainy season, it was observed that the emission factor (EF) of N_2O in the area treated with urine was significantly higher than in the area treated with dung ($P < 0.05$) in SSP. Regarding to the effect of the type of system, it was observed that in the rainy period, the EF of N_2O for urine and the EF of CH_4 for dung in SSP were significantly higher ($P < 0.05$) than in the Mono. The volatilization of NH_3 from both dung and urine was higher during the dry period. Regarding to EF of NH_3 , it was higher ($P < 0.05$) in Mono and in the dry period

when urine was applied, there being no difference between systems with dung application. During the period of higher emissions of N_2O , there was emission of 0.4% of the N applied in the form of urine in SSP and 0.04% in Mono, with emissions below 0.05% for dung in both systems. Regarding to CH_4 , there was emission of 0.03% of the volatile solids applied in the form of dung in SSP and 0.01% in Mono, during the period of greatest emission, with no significant emissions with the application of urine. The EF of NH_3 for urine ranged from 1.7% to 4.3% in SSP and from 8.3% to 17.1% in Mono, with EF for dung ranging from 1.2% to 5.8% in SSP and from 1.8% to 3.6% in Mono. The present study demonstrates that the emissions of N_2O , CH_4 and NH_3 are influenced by the system of land use, type of excreta and season of the year. In addition, the emission factor of N_2O , CH_4 and NH_3 in both systems, under these conditions, is significantly below that estimated by the IPCC at the global level.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Cenário das emissões globais de GEE	3
2.2. Óxido nitroso	4
2.3. Metano	6
2.4. Volatilização de amônia	8
2.5. Sistema silvipastoril	9
3. HIPÓTESES	11
4. OBJETIVOS	11
5. MATERIAL E MÉTODOS	12
5.1. Localização e caracterização da área de estudo e do solo	12
5.2. Caracterização do pasto e da serapilheira	13
5.3. Delineamento experimental e procedimentos para obtenção e deposição das excretas	14
5.4. Coleta de gases, solo e volatilização de amônia	16
5.5. Análise estatística	20
6. RESULTADOS	21
6.1. Temperatura e precipitação	21
6.2. N-mineral e EPSA	22
6.3. Fluxos de N ₂ O	26
6.4. Fator de emissão (FE) de N ₂ O	28
6.5. Fluxos de CH ₄	29
6.6. Fator de emissão (FE) de CH ₄	30
6.7. Volatilização de NH ₃	31
6.8. Fator de emissão (FE) de NH ₃	34
7. DISCUSSÃO	35
7.1. Emissões de N ₂ O	35
7.2. Emissões de CH ₄	39
7.3. Emissões de NH ₃	41
8. CONCLUSÕES	43
9. REFERÊNCIAS	44

1. INTRODUÇÃO

O Brasil possui o maior rebanho comercial de bovinos do mundo, com cerca de 218 milhões de cabeças (IBGE, 2016), respondendo por 30 % do PIB do Agronegócio. Apesar de sua importância, trata-se de uma pecuária predominantemente extensiva, ocupando aproximadamente 175 milhões de hectares de pastagens (IBGE, 2010), o que significa menos de 1 UA ha⁻¹ (1 Unidade Animal = 450 kg peso vivo). Mesmo tendo ocorrido importantes avanços na bovinocultura, a taxa de desfrute (ou extração) ainda é baixa, em torno de 16 %, o que significa que os animais permanecem muito tempo no pasto até o abate (~3 anos). Esse tempo prolongado de permanência dos animais no sistema, torna importante o conhecimento do impacto causado pelos mesmos ao ambiente.

Um dos problemas associados à atividade pecuária é a emissão de gases de efeito estufa (GEE), responsável pelo aquecimento global. De acordo com o Terceiro Inventário Nacional de GEE (MCTIC, 2016), o setor agropecuário contribuiu com 33% das emissões líquidas nacionais de GEE em equivalentes de CO₂ (CO₂eq). A fermentação entérica e a deposição das excretas dos bovinos em pastagens foram, respectivamente, as principais fontes de metano (CH₄) e de emissões diretas e indiretas de óxido nitroso (N₂O) da agropecuária.

Uma forma de reduzir o impacto da bovinocultura quanto às emissões de GEE é aumentar a eficiência de produção de carne e leite. Cardoso et al. (2016) mostraram que a melhoria da dieta dos animais resultou em maior produção de carne por área e em menor tempo, diminuindo fortemente a emissão de GEE por tonelada de carne produzida. Por outro lado, a maior oferta de proteína para os animais implicou no aumento das emissões de N₂O, em função do uso de fertilização nitrogenada e do retorno ao pasto de excretas mais ricas em nitrogênio. Quanto melhor a qualidade da dieta, maior é a proporção do N ingerido que é excretada na urina (Van Vuuren e Meijs, 1987), principal fonte de N₂O em pastagens (Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014).

Em Paris, na Conferência das Partes de número 21 (COP 21), o Brasil assumiu compromisso de reduzir às emissões antrópicas de GEE e conter o aumento da temperatura média global abaixo de 2 °C, implementando as chamadas contribuições nacionalmente determinadas (NDC's). O Brasil se comprometeu a reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 37% abaixo dos níveis de 2005, em 2025, e como contribuição indicativa subsequente, reduzir as emissões em 43% abaixo dos níveis de 2005, em 2030,

com medidas abrangendo todo o território nacional, e incluindo CO₂, CH₄, N₂O, perfluorcarbonos, hidrofluorcarbonos e SF₆. No que diz respeito à mitigação de GEE oriundos do setor agropecuário, um dos principais objetivos estabelecidos nas NDC's é o fortalecimento do Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Plano ABC), que tem como metas, a recuperação de pastagens degradadas e a expansão dos sistemas de integração.

Entre os modelos de integração, incluem-se os sistemas silvipastoris, uma opção para garantir conforto animal, principalmente na produção leiteira (Leme et al. 2005) e para melhorar a fertilidade do solo (Dias et al., 2006). Por ser um sistema muito importante para melhorar a qualidade das pastagens em regiões como de Mata Atlântica, de relevo mais acidentado (Carvalho et al., 2001), é importante avaliar se o sistema silvipastoril provoca mudanças importantes nas emissões de GEE, especialmente as emissões de N₂O das excretas, tendo em vista a possibilidade de maior disponibilidade de N no solo e material orgânico reciclado (Alves et al., 2012).

Atualmente, pouco se sabe sobre a contribuição das excretas bovinas na emissão de GEE e na perda de N por volatilização de NH₃ em pastagens tropicais. Este último processo de perda tende a ser mais intenso para a urina do que para as fezes, tendo em conta que grande parte do N da urina está na forma de ureia. Estudos contrastando diferentes sistemas de uso do solo, como por exemplo, sistemas integrados e em monocultivo, são ainda mais escassos. Além disso, os trabalhos de Lessa et al. (2014), Barneze et al. (2014); Sordi et al. (2014) e Mazzetto et al. (2014; 2015) conduzidos em solos tropicais demonstram que as perdas de N₂O das excretas podem ocorrer em magnitude inferior ao que se considera globalmente (IPCC, 2006), havendo diferenças entre urina e fezes como fonte do gás. Em complemento, as fezes também são fonte de CH₄, cuja produção pode ser alterada em função da digestibilidade da forragem consumida.

Dessa forma, esse estudo foi conduzido com o objetivo de quantificar as emissões de N₂O, CH₄ e NH₃, provenientes das excretas de bovinos, em pastos de capim-braquiária em sistema silvipastoril e monocultivo, durante os períodos chuvoso e seco do ano.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Cenário das emissões globais de GEE

Os principais gases causadores do efeito estufa são o CO₂, o CH₄, e o N₂O. A associação desses gases com o aquecimento global se deve ao fato de que os mesmos, juntamente com o vapor d'água, permitem que a radiação solar, principalmente na forma de luz visível, atinja a superfície do planeta, porém bloqueiam parcialmente a radiação infravermelha que é emitida da superfície para a atmosfera, provocando um efeito estufa (IPCC, 2006). A presença desses gases é natural e de extrema importância para a existência de vida na terra, porém, mudanças climáticas podem estar associadas ao aumento na concentração desses gases por ações antropogênicas. O quarto relatório do IPCC (2007) relata que a conversão de ecossistemas nativos para agrossistemas contribui, com aproximadamente 24% das emissões mundiais de CO₂, 55% das emissões de CH₄ e 85% das emissões de N₂O para atmosfera.

O IPCC (2014) relata que, em 2011 as concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O excederam os níveis pré-industriais em 40%, 150% e 20%, respectivamente. Os aumentos globais da concentração de CO₂ se devem principalmente ao uso de combustíveis fósseis e à mudança no uso da terra, enquanto os aumentos da concentração de CH₄ e N₂O são devidos principalmente ao setor agropecuário (IPCC, 2007).

A pecuária é responsável por 18% das emissões globais de GEE medidas em equivalentes de CO₂ (Cardoso et al., 2016). Grande parte do impacto da pecuária na emissão de GEE se deve ao metano entérico proveniente da fermentação dos alimentos pelos bovinos, com posterior eructação para a atmosfera. Além disso, os dejetos lançados na pastagem por parte dos animais são fontes de N₂O e CH₄ para a atmosfera. De acordo com o MCTIC (2016), a fermentação entérica contribui com 60% do inventário nacional de emissão de gases proveniente do setor agropecuário, e os animais em pastagens são os principais responsáveis pela emissão direta de N₂O no setor, com participação em 33% das emissões diretas. Além das emissões diretas de N₂O e CH₄, as atividades agrícolas podem contribuir com emissões indiretas ocasionadas pela perda de N quando há aplicação de fertilizantes e/ou deposição de excretas, através da volatilização de NH₃.

2.2. Óxido nitroso

O N_2O apresenta um potencial de aquecimento global, para um período de 100 anos, 265 vezes maior que o do CO_2 (IPCC, 2013). O mesmo é produzido com a dinâmica do N nos solos pelo processo de nitrificação, oxidação do amônio (NH_4^+) para nitrato (NO_3^-) (Robertson e Groffman, 2007), e principalmente pela desnitrificação, redução do NO_3^- para formas gasosas de NO, N_2O e N_2 (Smith et al., 2003). Este segundo processo só ocorre quando a difusão de O_2 é limitante, geralmente quando o espaço poroso saturado por água (EPSA) for superior a 60% (Robertson e Groffman, 2007).

Sabe-se que diversas são as fontes naturais de N_2O que contribuem para o efeito estufa, como por exemplo, os solos e os oceanos. Porém, as fontes antropogênicas de N_2O , que segundo Solomon et al. (2007), representam 40% da emissão total deste gás, têm contribuído para um aquecimento global adicional nos últimos anos, tornando-se motivo de preocupação por parte da população mundial.

De acordo com Mosier et al. (2004), 70% das emissões globais de N_2O são decorrentes da dinâmica de N do solo em sistemas de produção, principalmente pela adição de fertilizantes nitrogenados e resíduos agrícolas. Logo, quando se trata de sistemas de produção animal, os bovinos ganham destaque como contribuintes da emissão de N_2O , uma vez que a emissão via deposição de fezes, urina, bem como pela adubação das pastagens, ocorre em grande escala (Granli e Bockman, 1994; Verburg et al., 2006).

Os fluxos de emissão de gases dependem em grande parte dos atributos do solo, como por exemplo, o teor de umidade, temperatura, disponibilidade de nutrientes e valor de pH (Ludwig et al., 2001; Klein et al., 2010). Além disso, a própria dieta dos animais pode influenciar na emissão de N_2O nos solos, pois a maior concentração de proteína na dieta, implica em maior excreção de N (Cerri et al., 2009), podendo ter efeito direto nas emissões.

Dentre as variáveis de solo que influenciam nas emissões, a umidade e a temperatura podem explicar até 86% das variações nas emissões de N_2O (Schindlbacher et al., 2004), uma vez que são os principais controladores da atividade dos microrganismos no solo. A nitrificação é um processo aeróbico, portanto, quando o EPSA do solo se encontra abaixo de 50%, as emissões de N_2O ocorrem principalmente por nitrificação (Ludwig et al., 2001), embora a nitrificação tenha um potencial maior para produção de NO do que N_2O (Fowler et al., 2009). Por outro lado, os microrganismos desnitrificantes são anaeróbicos, sendo esta a principal via de produção de N_2O nos solos,

mesmo que o N_2O não seja o principal produto desse processo. Porém, para que ocorra a desnitrificação é necessário que haja maior saturação do solo. Segundo Gao et al. (2014), a produção de N_2O é maximizada com EPSA acima de 60% e significativamente reduzida com EPSA abaixo de 30%. Lessa et al. (2014); Zhang et al. (2015) e Cardoso et al. (2016) também verificaram maiores fluxos de N_2O na estação quente e chuvosa, quando houve aumento do EPSA do solo. Estes resultados corroboram com Dobbie e Smith, (2001); Carter, (2007) e Luo et al., (2008); que encontraram correlação positiva entre EPSA e emissão de N_2O . Por outro lado, estudos de Pavei (2005); Metay et al. (2007) e Jantalia et al. (2008) não encontraram correlação significativa entre EPSA e emissão de N_2O .

Associada a saturação do solo por água, a elevação da temperatura também influencia no aumento dos fluxos de N_2O , uma vez que acelera o metabolismo dos microrganismos, e o aumento das taxas de respiração no solo diminui a concentração de O_2 , criando sítios de anaerobiose e favorecendo a produção de N_2O (Butterbach-bahl et al., 2013).

A disponibilidade de nutrientes é outro componente fundamental para a microbiota do solo. De acordo com o modelo “Hole-in-the-pipe” proposto por Firestone e Davidson (1989), a magnitude da produção de N_2O é principalmente função da disponibilidade de N no solo. Logo, a disponibilidade de N mineral (NH_4^+ e NO_3^-), bem como a disponibilidade de carbono (C) lábil, desempenha um importante papel nas emissões de N_2O no solo. Segundo Pilegaard et al. (2006), há correlação negativa entre as emissões e a relação C/N, sendo as emissões de N_2O mais baixas com relações C/N ≥ 30 e mais elevadas a um valor C/N, considerado ótimo, igual a 11 (Gundersen et al., 2012). Lessa et al. (2008), avaliando a emissão de gases a partir de fezes e urina de bovinos, verificaram maiores fluxos de N_2O nos períodos de menores concentrações de NO_3^- e maiores concentrações de NH_4^+ , sugerindo que, nas condições do estudo, a nitrificação seguida da desnitrificação seria a explicação para a produção de N_2O derivado das excretas. Em acordo com a maior parte dos dados presentes na literatura até aqui, Franzluebbbers et al. (2016), em estudo com sistema agroflorestal na região sudeste dos EUA também verificaram que a temperatura, umidade e o conteúdo de N inorgânico no solo foram determinantes para a magnitude das emissões de N_2O .

Quando se trata da emissão de N_2O a partir de dejetos bovinos lançados ao solo, os fluxos gerados pela deposição de urina são geralmente superiores aos fluxos gerados pela deposição de fezes. Uma revisão feita por Oenema et al. (1997) demonstra que 0,1 a 3,8% do N da urina e 0,1 a 0,7% do N do esterco pode ser emitido na forma de N_2O para

a atmosfera. Mori e Hojito (2015), em estudo com deposição de fezes e urina de bovinos em pastagem, encontraram um fator de emissão de N_2O anual médio para urina igual a 0,57%, enquanto para fezes, o fator de emissão médio encontrado foi de 0,013%. Lessa et al. (2014) também encontraram fatores de emissão distintos para o N proveniente da urina e fezes, com o mesmo sendo maior para urina. Isso ocorre pelo fato de que 75% ou mais do N presente na urina está na forma de ureia (JARVIS et al., 1989), que é rapidamente hidrolisada até NH_3 e NH_4^+ , sendo estes, substratos para os microrganismos nitrificadores e desnitrificadores (Oenema et al., 1997). Já o N presente nas fezes está em formas orgânicas mais complexas, sofrendo baixa mineralização (Haynes e Williams, 1993), portanto é disponibilizado lentamente no solo, não estando prontamente disponível para microbiota do solo. Por outro lado, o IPCC (2006) considera um fator de emissão (FE) direta de N_2O em pastagens correspondente a 2% do N aplicado via excretas, sem distinguir fezes e urina.

2.3. Metano

O CH_4 apresenta um potencial de aquecimento global 28 vezes maior que o do CO_2 (IPCC, 2013) e no solo, é produzido pela metanogênese em condições anaeróbicas (Yang e Chang, 2001), em que a alta saturação por água implica em baixa oxigenação. A emissão de CH_4 a partir das excretas ocorre principalmente em decorrência da decomposição das fezes por bactérias metanogênicas, quando em condições favoráveis.

O CH_4 é emitido tanto por fontes naturais como por ações antrópicas. As fontes naturais incluem as zonas úmidas, os ruminantes, oceanos e lagos, cupins e etc. (Cardoso, 2012). As principais fontes antropogênicas são a queima de vegetação e combustíveis fósseis, mineração de carvão, petróleo e gás, produção de arroz, rebanhos de ruminantes, aterro sanitário e o manejo de resíduos e dejetos (Mosier et al, 1991).

Quando se trata das emissões de origem antrópica de CH_4 , a pecuária brasileira é vista como a principal responsável pelo aumento na concentração global deste gás, em função do expressivo rebanho bovino brasileiro. O CH_4 relacionado ao setor agropecuário tem origem principalmente na fermentação entérica dos carboidratos da dieta de animais ruminantes. O metano entérico é derivado da atividade das *Archaea* metanogênicas (gêneros *Methanobrevibacter*, *Methanobacterium*, *Methanomicrobium* e *Methanosarcina*) (Chizzotti et al., 2012), que vivem no trato gastrointestinal dos ruminantes e são responsáveis pelas emissões de CH_4 associadas às pastagens (Mosier et al., 2004). Além da fermentação entérica, o CH_4 pode ser produzido também nas fezes

que são depositadas nas pastagens. Isso ocorre porque o CH₄ é produzido tanto no rúmen quanto no intestino grosso, assim, os microrganismos presentes no trato gastrointestinal, incluindo as *Archaea* metanogênicas, são excretados e estão presentes no material fecal, podendo assim continuar a fermentação da matéria orgânica sob determinadas condições ambientais (altas temperatura, umidade e ambiente anaeróbico) (González-Avalos e Ruiz-Suárez, 2001), fazendo com que a fermentação das fezes bovina por bactérias metanogênicas também represente uma fonte significativa de CH₄, embora em menores proporções, se comparada às emissões de origem entérica. Segundo o inventário nacional do MCTIC (2016), considerando apenas o rebanho bovino, a fermentação entérica é responsável por 87% das emissões de CH₄ no setor agropecuário, enquanto o manejo de dejetos animais contribui com aproximadamente 2% das emissões.

No solo, o CH₄ é produzido por bactérias metanogênicas em condições anaeróbicas (Yang e Chang, 2001), e é consumido por microrganismos metanotróficos que utilizam O₂ e CH₄ para o seu metabolismo em condições aeróbicas (Dutaur e Verchot, 2007). A maior absorção biológica de CH₄ ocorre pela oxidação por bactérias metanotróficas em solos bem drenados (Hutsch, 2001; Xu et al., 2003). Verchot et al. (2000) e Cardoso et al. (2001) encontraram menor oxidação de CH₄ no período chuvoso e atribuíram essa resposta às diferenças na textura e umidade do solo, bem como na precipitação. Por outro lado, as emissões de CH₄ tendem a ser maior nos períodos chuvosos. Mori e Hojito (2015) verificaram que quando houve precipitação imediatamente após a deposição das fezes na pastagem aconteceram maiores fluxos de CH₄, sugerindo que a umidade seja o principal controlador das emissões de CH₄ a partir das fezes, uma vez que cria um ambiente favorável para atuação dos microrganismos. Logo, quando ocorrem eventos de chuva logo após a aplicação de excretas, é maior a duração das condições anaeróbicas no bolo fecal e conseqüentemente maior a emissão. Esses dados estão de acordo com os encontrados por Smith et al. (2003) e Gao et al. (2014), que encontraram correlação positiva entre umidade e produção de CH₄ nos solos. Associados à umidade, a temperatura, o teor de sólidos voláteis e a relação C/N das fezes, também são fatores reguladores. Segundo Jarvis et al. (1995), a relação C/N está negativamente correlacionada com as emissões de CH₄.

A quantidade de CH₄ produzido por um animal é influenciada por muitos fatores, incluindo-se fatores nutricionais, como o tipo de carboidrato na dieta, o nível de consumo de ração, o nível de produção, a taxa de passagem da dieta, o uso de ionóforos na dieta, o grau de saturação dos lipídios na dieta, fatores ambientais, tais como a temperatura e

umidade (Mcallister et al., 1996), e fatores genéticos, como a eficiência de conversão alimentar (Nkrumah et al., 2006).

2.4. Volatilização de amônia

A NH_3 não é um GEE, porém representa uma fonte significativa de perda de N no setor agrícola, e pode potencializar o aquecimento global por diminuir as taxas de oxidação do CH_4 nos solos (Mosier et al., 1997) e atuar como uma fonte indireta de N_2O (Van Der Eerden, 1982; Bobbink et al. 1992, Barthelmie e Pryor, 1998).

Segundo Bouwman (1997), a volatilização de amônia a partir de fertilizantes nitrogenados e dejetos animais é o processo responsável pelas maiores perdas de N na superfície do solo, além de constituir a maior fonte atmosférica de NH_3 . De acordo com o IPCC (2006), 20% do nitrogênio contido nas excretas bovinas são perdidos através da volatilização de NH_3 . Desse nitrogênio que é volatilizado, 1% representa emissões indiretas de N_2O via deposição atmosférica de NH_3 .

A NH_3 é gerada na superfície do solo logo após a aplicação superficial de qualquer fonte de N amoniacal, que induz o aumento do pH na superfície (Laubach et al., 2013). No caso da urina, a elevação do pH da superfície do solo, bem como a formação de NH_4^+ são decorrentes da hidrólise da ureia que está presente em elevadas concentrações na urina (Sherlock e Goh, 1985). À medida que a volatilização prossegue, ocorre uma transformação química de NH_4^+ em NH_3 com a liberação de um próton e subsequente redução do pH da superfície do solo (Laubach et al., 2013). Após algum tempo, o pH superficial do solo torna-se inadequado para que a volatilização de NH_3 se mantenha (Sherlock e Goh, 1985). No caso das fezes, o aumento inicial no pH é explicado pela transformação do íon bicarbonato, HCO_3^- , em CO_2 (Sommer e Scherlock, 1996). Ao contrário da transformação de NH_4^+ em NH_3 , que libera um próton, a transformação de HCO_3^- em CO_2 origina uma hidroxila (OH^-) nas fezes, aumentando seu pH (Laubach et al., 2013).

Entre os fatores do solo que podem influenciar nas perdas gasosas de N- NH_3 , estão: pH, poder tampão, textura, fração de argila, umidade, capacidade de troca catiônica (CTC), temperatura, teor de matéria orgânica, potencial redox (Costa et al., 2004), e principalmente atividade da enzima urease. De forma geral, em condições de seca (altas temperaturas, maior fluxo de ar e menor umidade relativa do ar), elevado pH do solo, textura arenosa, baixa CTC e umidade não limitante espera-se o aumento das perdas por

volatilização de NH_3 (Lessa, 2011), uma vez que essas condições favorecem as reações no solo e a difusão desse gás para a atmosfera (Terman, 1979).

Quando se trata da perda de N nas excretas de bovinos depositadas em pastagens, a volatilização a partir de urina é geralmente maior se comparada à volatilização a partir das fezes. Lessa et al. (2014), em experimento com deposição de excretas bovina em pastagens brasileiras, verificaram maiores taxas de volatilização para urina e justificaram essa diferença pela maior recalcitrância do N presente nas fezes em relação ao N presente na urina. Além disso, segundo Petersen et al. (1998) as fezes podem formar uma crosta que dificulta a volatilização de NH_3 . Os dados de Lessa et al. (2014) corroboram com diversos outros estudos que observaram maior perda de N por volatilização na urina em detrimento às fezes (Ryden et al., 1987; Sugimoto et al., 1992; Petersen et al., 1998; Saarijarvi et al, 2006; Mulvaney et al., 2008; Laubach et al., 2012).

No que diz respeito à condição climática, Costa (2015) encontrou resultados semelhantes ao que afirmam os trabalhos de Sagggar et al. (2004); Fan et al. (2011) e Pisante et al. (2015), que dizem que as condições de seca (altas temperaturas e baixa umidade relativa do ar) favorecem a volatilização, com a mesma sendo mais expressiva durante o verão. Por outro lado, Lessa et al. (2014) não encontraram diferença na volatilização de NH_3 a partir da urina entre a estação seca e chuvosa.

2.5. Sistema silvipastoril

O sistema silvipastoril, diferentemente de um sistema monocultivo, se baseia no cultivo associado de árvores e pastagens, além de animais, em uma mesma unidade de manejo, na qual deve haver tanto interações ecológicas, quanto econômicas (Paciullo et al. 2014). Como principais vantagens comumente atribuídas a esse sistema estão a melhoria do conforto térmico proporcionado aos animais e a melhoria das condições do solo. Portanto, é uma estratégia muito utilizada para a recuperação de forma indireta de pastagens em estado de degradação, amortizando os custos de implantação com as receitas futuras geradas pela comercialização da espécie arbórea ou ainda, se beneficiando da melhoria na fertilidade do solo e na qualidade de forragem.

As vantagens atribuídas ao sistema silvipastoril são, de forma geral, decorrentes das mudanças provocadas no microclima e no solo. Entre essas mudanças estão a redução da temperatura e o aumento da disponibilidade de nutrientes no solo, principalmente quando há presença de leguminosas no sistema. A redução da temperatura está relacionada ao sombreamento exercido pelo componente arbóreo, que exerce bloqueio à

parte da radiação incidente. Já a melhoria da fertilidade do solo sob a copa das árvores está relacionada ao processo de decomposição dos resíduos vegetais. Segundo Robertson e Groffman (2015), a quantidade e a qualidade dos resíduos que chegam ao solo são os principais fatores que controlam as taxas de mineralização e imobilização, e quando a umidade e a temperatura são favoráveis, grandes quantidades de matéria orgânica levam a altas taxas de atividade microbiana, elevando o potencial de mineralização e imobilização. De acordo com Wilson (1998), a sombra possibilita maior retenção de água no solo, favorecendo a maior atividade dos microrganismos e acelerando o processo de decomposição e mineralização dos principais nutrientes do ecossistema. Ainda segundo Robertson e Groffman (2015), o que determina o balanço entre mineralização e imobilização é a disponibilidade de C em relação à disponibilidade N (C/N) no material, ou seja, em materiais com baixa relação C/N os microrganismos obtêm o N facilmente e há predomínio da mineralização, com liberação de N para a solução do solo, caso contrário, é necessário que os mesmos imobilizem o N presente na solução do solo, reduzindo a disponibilidade para as plantas. A baixa disponibilidade de N do solo em monocultivo de pastagens está associada à alta relação C/N da serapilheira depositada no solo pela braquiária (Boddey et al., 2003), enquanto a presença de leguminosas e de eucalipto em sistema silvipastoril proporciona aumentos nas quantidades de nitrogênio, e matéria seca de serapilheira com baixa relação C/N (Xavier et al., 2011).

Além dos benefícios citados acima, os sistemas silvipastoris apresentam reconhecido potencial de mitigação de GEE, principalmente por meio do aumento no sequestro de C (Dixon et al., 1993; Montagnini e Nair, 2004; Ibrahim, et al., 2007; Andrade et al., 2008). Em sistemas silvipastoris, o sequestro de carbono envolve primariamente a captura do CO₂ atmosférico durante a fotossíntese e a transferência do C fixado para o armazenamento, tanto acima, quanto abaixo do solo (Paciullo et al. 2012). Acima do solo o C é fixado em caules e folhas de árvores e plantas herbáceas, enquanto abaixo do solo é fixado em raízes e organismos do solo, além do C estocado em diferentes horizontes do solo (Nair, 2011). Sendo assim, sistemas silvipastoris podem sequestrar mais C, se comparado a um sistema monocultivo de pasto. Por outro lado, quando pensamos em sistemas onde há a associação entre árvores, pastagens e animais, a deposição de excretas, bem como a produção de metano entérico por parte dos animais em pastejo pode modificar o cenário de emissão de GEE desse tipo de sistema comparado a um sistema monocultivo de pasto.

Conforme diversos dados da literatura, o aumento da disponibilidade de N no solo pela deposição de material de baixa relação C/N, associada às menores temperaturas do ar e do solo de sistemas sombreados em relação aos sistemas a pleno sol, podem favorecer a atividade da microbiota do solo, com maiores taxas de nitrificação e desnitrificação a partir das fezes e urina lançadas na pastagem, bem como maior metanogênese a partir do bolo fecal depositado, o que acarretaria em aumento dos fluxos de N₂O e CH₄ em sistemas silvipastoris. Além disso, a maior disponibilidade de N no solo em sistemas sombreados geralmente leva a um aumento no teor de proteína bruta (PB) das gramíneas. Paciullo et al. (2007), encontraram valores de PB nas lâminas foliares de pastagem de *B. decumbens* sombreada, 29% superior ao teor de PB da pastagem à pleno sol. Este resultado está de acordo com os encontrados por Samarakoon et al. 1990; Kephart e Buxton, 1993 e Ribaski & Montoya, 2000. O aumento do teor de PB da gramínea sob pastejo pode elevar o teor de PB da dieta dos animais mantidos em sistemas arborizados, e segundo Cerri et al. (2009), a maior concentração de proteína na dieta, implica em maior excreção de N, o que também pode contribuir para o aumento das emissões de N₂O neste tipo de sistema.

3. HIPÓTESES

- ✓ Os fluxos de N₂O e CH₄ a partir de excretas dos animais em sistema silvipastoril são superiores aos fluxos em monocultivo de *Brachiaria decumbens*;
- ✓ Os fluxos de N₂O a partir da urina são maiores, enquanto os fluxos de CH₄ são maiores a partir das fezes, nos dois sistemas avaliados;
- ✓ Os fluxos de N₂O e CH₄ são maiores no período chuvoso, se comparado aos fluxos no período seco;
- ✓ A volatilização de NH₃ a partir de excretas dos animais em sistema silvipastoril é inferior à volatilização em monocultivo de *Brachiaria decumbens*;
- ✓ A volatilização de NH₃ a partir da urina é maior que a volatilização a partir das fezes nos dois sistemas avaliados;
- ✓ A volatilização de NH₃ é favorecida nos períodos mais secos

4. OBJETIVOS

Quantificar as emissões de N₂O, CH₄ e NH₃, provenientes das excretas de bovinos, em pastos de capim-braquiária em sistema silvipastoril e monocultivo, durante os períodos chuvoso e seco do ano.

5. MATERIAL E MÉTODOS

5.1. Localização e caracterização da área de estudo e do solo

O estudo foi realizado no Campo Experimental José Henrique Bruschi, pertencente à Embrapa Gado de Leite, localizado no município de Coronel Pacheco/MG, de fevereiro a abril e de julho a outubro de 2017. As coordenadas geográficas do local do experimento são 21° 33'22" de latitude Sul, 43° 06'15" de longitude Oeste e 410 m de altitude. O clima da região de acordo com a classificação de Köppen, é do tipo Cwa (mesotérmico). O solo da área experimental é do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo, distrófico de relevo ondulado. A textura do solo na camada de 0 a 10 cm é: Areia grossa = 100 g kg⁻¹, areia fina = 280 g kg⁻¹, silte = 190 g kg⁻¹ e argila = 430 g kg⁻¹. As características físicas e químicas do solo estão representadas na Tabela 1. Os dados climáticos relativos ao período experimental foram coletados na Estação Meteorológica do Campo Experimental de Coronel Pacheco, a cerca de 500 m da área experimental.

Tabela 1 - Características físicas e químicas do solo em SSP e Mono, na camada de 0 a 10 cm de profundidade.

Sistema	pH H ₂ O	P	K	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Al ³⁺	H+Al	MO	P-Rem	DS*	DP**
		mg/dm ³		cmol _c /dm ³				dag/kg	mg/L	kg/dm ³	g/cm ³
SSP	4,4	4,7	64,0	1,4	0,5	0,8	7,8	5,0	27,5	0,99	2,65
MONO	4,8	3,0	74,7	1,3	0,5	0,7	5,7	4,8	23,6	0,95	2,65

* Densidade do solo determinada pelo método do anel volumétrico (Embrapa, 1997).

** Densidade de partícula, valor médio para a maioria dos solos.

As avaliações foram realizadas em pastagem arborizada (sistema silvipastoril – SSP) e em pastagem exclusiva de *Brachiaria decumbens* (Mono), ambas estabelecidas em novembro de 1997, numa área de 8 ha, de topografia montanhosa, com aproximadamente 30% de declividade. O SSP é constituído pela gramínea *B. decumbens* (syn. *Urochloa decumbens*) cv. Basilisk, pela leguminosa arbórea *Acacia mangium*, e pelo *Eucalyptus grandis*, que reduzem a radiação fotossinteticamente ativa incidente em aproximadamente 70%, caracterizando uma condição de sombreamento intenso. Para a realização das avaliações, áreas de aproximadamente 250 m² dentro de cada sistema foram isoladas e divididas em 18 parcelas de 2×2 m que receberam os tratamentos posteriormente. Em SSP, a área selecionada para alocação das unidades experimentais foi

o renque de árvores, uma vez que é o local geralmente selecionado como área de descanso pelos animais, e conseqüentemente onde ocorrem maior deposição de excretas. A área experimental isolada dentro de cada sistema, permaneceu sem animais durante 1 ano antes do início do experimento, para que não houvesse efeito residual de excretas previamente lançadas ao solo pelos animais. Em ambos os sistemas, o pasto vinha sendo manejado nos últimos 5 anos com aproximadamente 30 cm de altura. Ao longo de todo o período experimental as parcelas foram roçadas periodicamente com o intuito de manter a altura do dossel em aproximadamente 30 cm.

5.2. Caracterização do pasto e da serapilheira

Ao final de cada período (chuvoso e seco) foram realizadas amostragens do pasto para caracterização da condição do mesmo ao longo do período. Para tal, foram selecionadas três parcelas em cada bloco, e removida toda a forragem contida dentro de um quadrado de 0,5×0,5 m após 28 dias de rebrota, em pontos representativos da condição média do pasto. Foram realizadas as mesmas amostragens em cada um dos dois sistemas (SSP e Mono), totalizando nove (3×3) amostras de cada sistema. Após as amostragens de campo, as amostras foram separadas em material verde e material morto, e levadas para estufa a 55°C por 72 horas para determinação de matéria seca (MS), N total pelo método de Kjeldahl, e massa de forragem em cada sistema.

Para caracterização da serapilheira existente em cada um dos sistemas, seis parcelas dentro de cada sistema foram selecionadas ao acaso, e amostras da serapilheira existente dentro de um quadrado de 0,5×0,5 foram coletadas. As seis amostras foram homogeneizadas para obtenção de uma amostra composta de cada um dos sistemas, e quatro sub-amostras foram obtidas de cada uma das compostas para determinação do teor de C, N e relação C/N em analisador elementar.

As características do pasto e da serapilheira em cada um dos sistemas estão representadas na Tabela 2.

Tabela 2 – Características do pasto e da serapilheira em SSP e Mono nos períodos chuvoso e seco do ano.

Item	SSP chuvoso	SSP seco	Mono chuvoso	Mono seco
Características da forragem				
MF (kg/MS/ha)	2217,3 ± 306,16	603,9 ± 62,42	5537,5 ± 458,74	3406,3 ± 282,70
DPP (perfilhos/m ²)	275,11 ± 32,73	52,89 ± 10,28	386,22 ± 34,86	276,00 ± 46,56
Nitrogênio (%)	1,73 ± 0,02	1,55 ± 0,02	1,29 ± 0,05	1,27 ± 0,01
Características da serapilheira*				
	SSP		Mono	
Carbono (%)	37,60 ± 0,33		26,38 ± 0,56	
Nitrogênio (%)	1,92 ± 0,03		0,79 ± 0,02	
Relação C:N	20,01 ± 0,20		33,39 ± 0,69	

*Média anual.

MF (massa de forragem), DPP (densidade populacional de perfilhos), C (carbono) e N (nitrogênio).

5.3. Delineamento experimental e procedimentos para obtenção e deposição das excretas

O experimento foi conduzido por meio de um delineamento em blocos casualizados, com 3 blocos e 2 repetições por tratamento dentro de cada bloco, em esquema de parcela subdividida no tempo, considerando um fatorial 3×2 na parcela (3 excretas e 2 sistemas) e época do ano (chuvoso e seco) como efeito de sub-parcela. Os tratamentos foram definidos pela combinação dos níveis dos fatores, excreta (fezes, urina ou controle), sistema (SSP e Mono) e época (chuvoso e seco). Portanto, totalizou-se 12 tratamentos (3×2×2). Devido à impossibilidade de se aleatorizar os blocos em função da casualização já empregada para o fator sistema, estes foram dispostos em “faixas” (Figura 1). Tal definição implicou na utilização do efeito de bloco como aleatório.

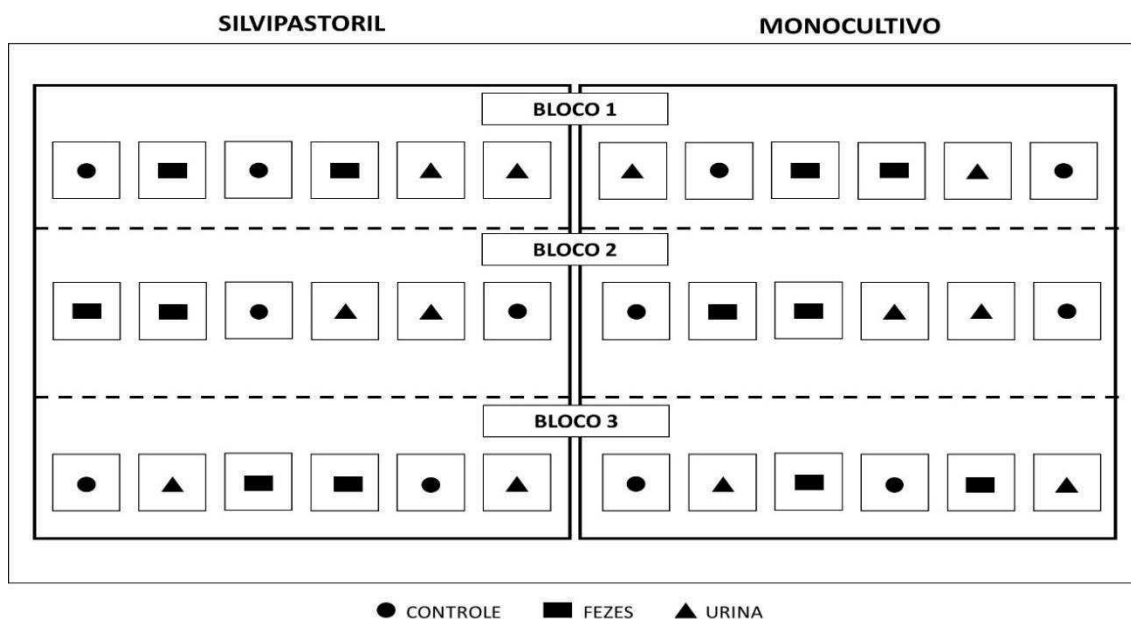


Figura 1 - Croqui do delineamento experimental.

A urina e as fezes foram obtidas de 12 vacas mestiças (Holandês × Zebu) de aproximadamente 500 kg pertencentes à Embrapa Gado de Leite, sendo seis destas vacas mantidas em Mono e outras seis mantidas em SSP, por cerca de 30 dias em cada período do ano, e recebendo apenas suplementação mineral à vontade. No dia anterior ao início das amostragens de gás, os animais foram contidos para coleta de fezes e de urina com uso de sonda. No momento da coleta, as fezes e urina referentes a cada um dos dois sistemas foram homogeneizadas e amostradas em triplicata para posterior análise de N total pelo método de Kjeldahl e do teor de sólidos voláteis das fezes por incineração em mufla. O teor de N contido na urina e nas fezes, bem como o teor de sólidos voláteis contido nas fezes estão representados nas Tabelas 3 e 4 respectivamente.

Tabela 3 - Percentual de N contido nas fezes e urina dos animais em SSP e Mono, nos períodos chuvoso e seco do ano.

	Chuvoso		Seco	
	SSP	Mono	SSP	Mono
Fezes	1,55 ± 0,01	1,49 ± 0,01	1,71 ± 0,01	1,52 ± 0,01
Urina	0,94 ± 0	0,37 ± 0,01	0,37 ± 0,005	0,24 ± 0,004

Tabela 4 - Percentual de sólidos voláteis contido nas fezes dos animais em SSP e Mono, nos períodos chuvoso e seco do ano.

	Chuvoso		Seco	
	SSP	Mono	SSP	Mono
Fezes	85,22 ± 0,21	84,67 ± 0,28	81,46 ± 0,46	79,97 ± 0,21

Nas respectivas parcelas, foram depositados 1,6 kg de fezes frescas, sendo essas colocadas no centro das bases metálicas usadas na câmara estática com auxílio de um anel plástico de aproximadamente 24 cm de diâmetro e 5 cm de altura, para garantir a homogeneização da área defecada, e 1 L de urina fresca, tomando-se o cuidado de umedecer toda a área delimitada pela base metálica (0,24 m²) de modo a simular o ato de micção por parte do animal. As quantidades de fezes e urina aplicadas em cada parcela estão próximas da faixa de variação da produção de dejetos por evento de excreção de um animal adulto determinadas por Matthews e Sollenberger (1996) e Ferreira et al. (2002).

O experimento teve início em 05 de fevereiro de 2017 com amostragens referentes ao período chuvoso do ano. Para as amostragens referentes ao período seco do ano, iniciadas em 29 de julho de 2017, os procedimentos para obtenção e deposição de fezes e urina foram repetidos, porém foi alterada a posição das bases dentro de cada parcela para que não houvesse sobreposição entre as excretas aplicadas no período chuvoso e seco.

5.4. Coleta de gases, solo e volatilização de amônia

As coletas a campo das amostras de gás para determinação das emissões direta de N₂O e CH₄ foram realizadas com base no método da câmara estática (Mosier, 1989; Parkin et al., 2003; Jantalia et al., 2008). Foram utilizadas câmaras de 40 cm × 60 cm e 24 cm de altura, isoladas por uma manta térmica aluminizada para minimizar o aumento de temperatura da parte interna da câmara em relação ao exterior (Figura 2).



Figura 2 - Base metálica (A) e topo (B), que formam a câmara estática usada para quantificação dos fluxos de N_2O e CH_4 .

Nessas câmaras foram coletadas as amostras de gás com o uso de seringas de 60 mL. A parte superior da câmara (topo) foi acoplada à parte inferior (base de metal) somente durante as coletas. As bases de metal foram introduzidas no solo a 5 cm de profundidade com antecedência de 1 semana para que a emissão dos gases proveniente da perturbação do solo não interferisse na quantificação das emissões de N_2O e CH_4 .

No período chuvoso, foram coletadas amostras de ar para análise da concentração de N_2O e CH_4 dois dias antes da deposição de excretas na área (dias -2 e -1), e 10 dias seguidos de coleta após a deposição de excretas. Posteriormente as coletas foram realizadas a cada dois dias por duas semanas, e então semanalmente por um período de aproximadamente 3 meses. Quando houve chuva, foram realizadas coletas por dois ou três dias seguidos. No período seco foram realizadas duas coletas antes da deposição das excretas nas parcelas e 5 dias consecutivos de coletas após a deposição. Posteriormente as coletas foram semanais por aproximadamente 3 meses, até o retorno das chuvas.

As amostragens foram realizadas sempre entre 9 h e 10h da manhã, assumindo-se que as emissões neste horário representam aproximadamente a média diária das emissões de GEE (Alves et al., 2012). As amostras de 20 mL de ar foram coletadas com seringa de 60 mL, em intervalos regulares de 0, 20, 40 e 60 minutos e imediatamente transferidas para frascos de vidro de 20 mL previamente evacuados com auxílio de uma bomba de vácuo.

Uma área adjacente e de mesmas dimensões da base metálica, foi previamente delimitada dentro de cada parcela, para realização de coletas de solo e mensuração da perda de N por volatilização de NH₃. Essa área recebeu a mesma quantidade de fezes e urina e nela foram retiradas amostras de solo da profundidade de 0-10 cm com auxílio de sonda, para análises de N mineral (NO₃⁻ e NH₄⁺), de acordo com Alves et al. (1994), e umidade gravimétrica. Através do uso de termômetros digitais de haste, foi tomada também a temperatura do solo na mesma profundidade, bem como a temperatura interna da câmara no momento da coleta dos gases. Também foram retiradas amostras de solo para determinação da densidade aparente do solo pelo método do anel volumétrico, para posterior cálculo da porosidade total e do % de espaço poroso saturado por água (EPSA) (Embrapa, 1997).

Após as coletas, a concentração de N₂O e CH₄ das amostras de gás foi quantificada por cromatografia. Foi realizada análise de padrões de concentração conhecida e construído um gráfico onde o eixo X é a área do cromatograma e o eixo Y é a concentração do gás no padrão. Por meio da equação da reta que descreve o incremento linear na concentração do gás nas câmaras, foi calculado a taxa de emissão do gás (μL L⁻¹ min⁻¹ ou nL L⁻¹ min⁻¹). Para expressar o fluxo de emissão em massa de gás por unidade de área por tempo, foi feita a conversão de volume para mol, obtendo-se a concentração em mol do gás por volume de ar na câmara nas CNTP's, sendo necessário, portanto a correção para temperatura da câmara no momento da amostragem. Os fluxos de N₂O e CH₄ foram então calculados pelo incremento do gás na câmara com o tempo, de acordo com a seguinte equação:

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{M}{Vm} \times \frac{273}{(T + 273)}$$

Onde:

- ΔC é a mudança de concentração do gás na câmara durante o período de incubação em μL L⁻¹;

- Δt é o tempo de incubação em hora;

- V é o volume da câmara em m³;

- A é a área do solo coberta pela câmara em m²;

- M é o peso molecular em g mol⁻¹;

- Vm é o volume molecular (CNTP) em L;

- T é a temperatura interna da câmara no momento de amostragem em °C

Os fluxos horários foram multiplicados por 24 para obtenção dos fluxos diários, e a partir da integração dos resultados de fluxos de N₂O e CH₄, obtidos ao longo dos períodos de avaliação, foi possível calcular a fração do N aplicado como excreta que foi emitido como N₂O, bem como a fração dos sólidos voláteis presente nas fezes que foi emitida como CH₄. Sendo assim, para cálculo do fator de emissão (FE) para cada tratamento, foi subtraído dos totais de N₂O e CH₄ encontrados para as parcelas com urina ou fezes, o total obtido para a parcela controle, e dividido pelas quantidades de N e de sólidos voláteis, respectivamente, aplicadas na forma de excretas nas respectivas parcelas, de acordo com as seguintes equações:

$$FE_{N_2O} = \frac{N_2O_{excreta} - N_2O_{controle}}{N_{excreta}} \times 100$$

$$FE_{CH_4} = \frac{CH_4_{excreta} - CH_4_{controle}}{SV_{excreta}} \times 100$$

Para quantificação da volatilização de amônia foi utilizado o sistema de câmara estática semi-aberta descrito por Araújo et al. (2009), confeccionada a partir de frasco plástico transparente do tipo PET de 2 litros, sem a base, com diâmetro de 10 cm, abrangendo uma área de aproximadamente 0,008 m². No interior do frasco ficou suspensa, com auxílio de um arame, uma lâmina de espuma de polietileno com 3 mm de espessura, 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento umedecida com solução de H₂SO₄ 1,0 mol dm⁻³ + glicerina 2% (v/v) (Figura 3).



Figura 3 - Câmara estática semi-aberta utilizada para quantificação da volatilização de NH_3 .

As câmaras para quantificação da volatilização foram inseridas na área adjacente no dia de início do experimento e retiradas apenas para a troca da lâmina de espuma. A volatilização de amônia foi monitorada por 20 dias durante o período chuvoso e 24 dias durante o período seco, sendo as lâminas de espuma trocadas a cada dois dias na primeira semana, e depois a cada três dias até o fim das avaliações. Após a substituição da lâmina de espuma, o frasco contendo a espuma retirada foi levado para laboratório, onde a espuma e a solução remanescente, foram transferidas para Erlenmeyer, adicionando-se 40 mL de água destilada. Posteriormente o Erlenmeyer foi levado para um agitador horizontal por 20 min, e a quantificação do N amoniacal feita por destilação e titulação. Os totais obtidos foram multiplicados por um fator de correção, considerando 57% de eficiência da câmara semi-aberta utilizada (Araújo et al., 2009). O FE para cada tratamento foi calculado da mesma forma descrita para N_2O .

5.5. Análise estatística

As análises estatísticas foram conduzidas no Proc Mixed do software SAS[®]. As médias dos fatores de interesse foram comparadas pelo teste F ao nível de 5% de significância, uma vez que o nível “controle” do fator excreta foi considerado apenas no cálculo dos fatores de emissão, não sendo, portanto, comparado com os demais. Assim, todos os fatores apresentaram apenas dois níveis. Desta forma, o estudo das interações

triplos foi realizado via análise de variância do desdobramento, fixando a interação dupla e desdobrando o fator de interesse.

6. RESULTADOS

6.1. Temperatura e precipitação

De forma geral, a temperatura do ar foi superior e teve maiores oscilações no Mono em relação ao SSP e foi maior durante o período chuvoso em relação ao seco. A temperatura do solo não apresentou grandes diferenças entre os sistemas.

Durante o período chuvoso a temperatura média do ar no momento das amostragens foi de $25,9 \pm 0,3^{\circ}\text{C}$, com temperatura máxima chegando a $29,4^{\circ}\text{C}$ e mínima de $23,3^{\circ}\text{C}$ no SSP, ao passo que no Mono a média foi de $28,2 \pm 0,47^{\circ}\text{C}$, com máxima de $32,3^{\circ}\text{C}$ e mínima de $23,1^{\circ}\text{C}$. A temperatura média do solo no momento das amostragens foi de $24,5 \pm 0,17^{\circ}\text{C}$ em SSP e $24,9 \pm 0,21^{\circ}\text{C}$ em mono. Foi registrada precipitação acumulada no período de 192,6 mm (Figura 4).

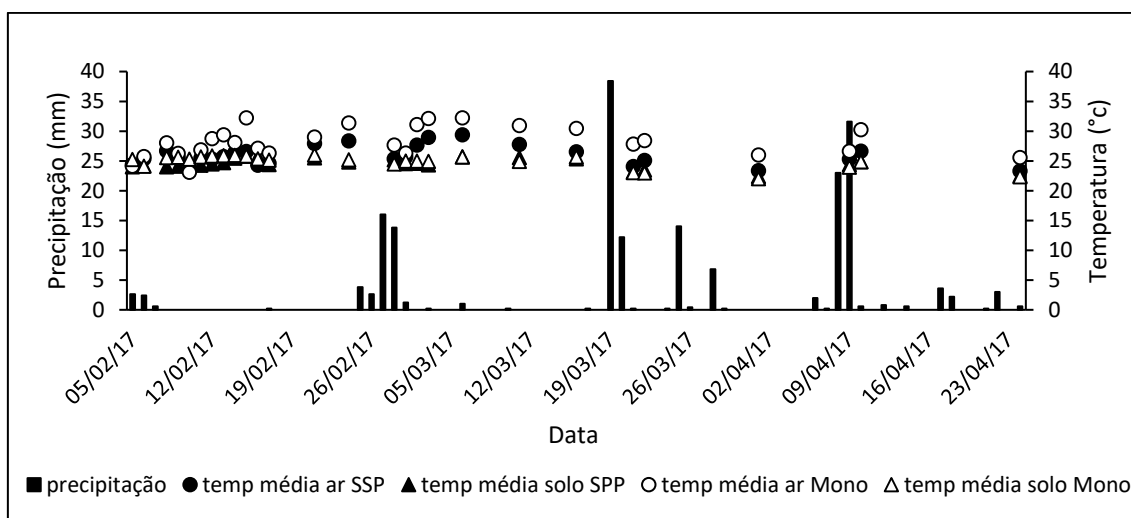


Figura 4 - Dados de precipitação e temperaturas média do ar e do solo em SSP e Mono ao longo do período chuvoso (05/02 a 24/04).

Durante o período seco a temperatura média do ar no momento das amostragens foi de $22,3 \pm 0,6^{\circ}\text{C}$, com máxima chegando a $24,9^{\circ}\text{C}$ e mínima de $17,6^{\circ}\text{C}$ no SSP, ao passo que no Mono a média foi de $25,4 \pm 0,8^{\circ}\text{C}$, com máxima de $32,4^{\circ}\text{C}$ e mínima de 19°C . A temperatura média do solo no momento das amostragens foi de $19,5 \pm 0,3^{\circ}\text{C}$ no

SSP e $20,6 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$ no Mono. Foi registrada precipitação acumulada no período de 92,4 mm (Figura 5).

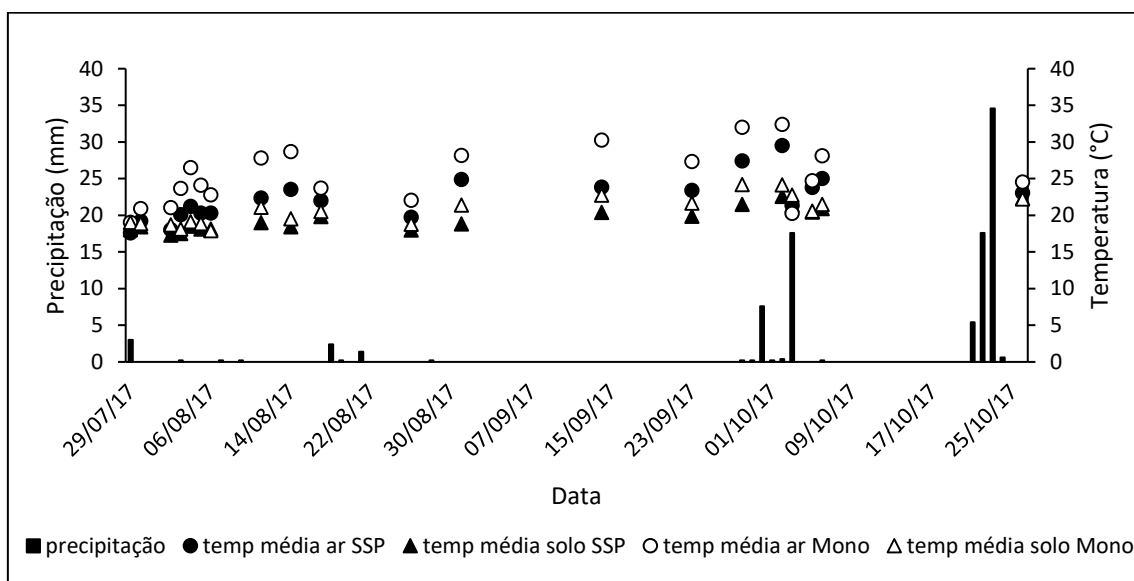


Figura 5 - Dados de precipitação e temperaturas média do ar e do solo em SSP e Mono ao longo do período seco (29/07 a 26/10).

6.2. N-mineral e EPSA

Durante o período chuvoso, a aplicação de urina elevou os teores de N mineral no solo (NH_4^+ e NO_3^-) em ambos os sistemas, ao passo que a aplicação de fezes pouco contribuiu com a elevação dos teores de N mineral, que permaneceu próximo aos níveis da parcela controle (Figuras 6,7,8 e 9).

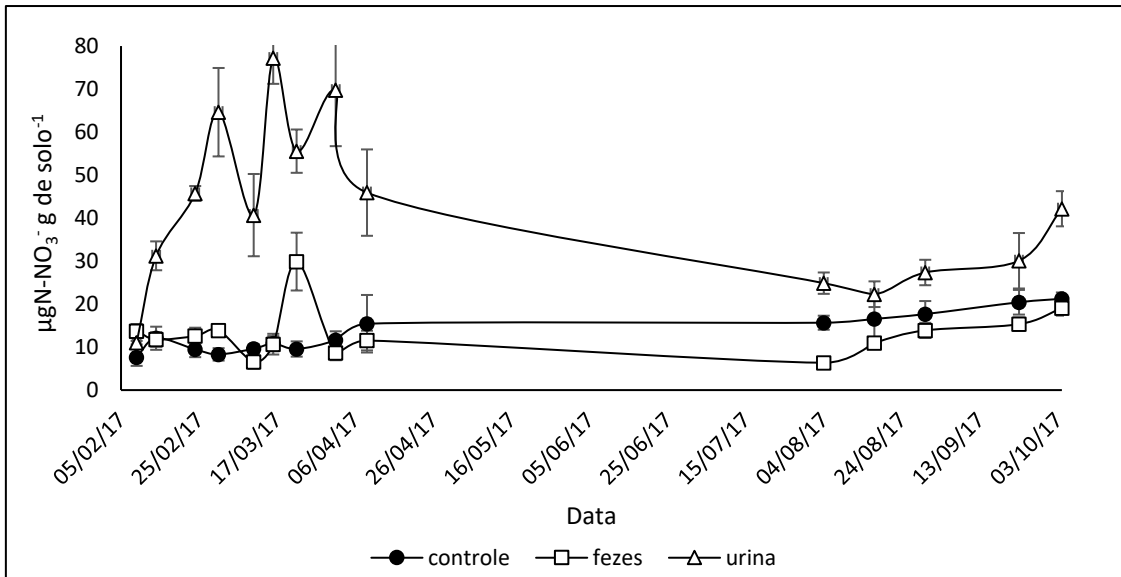


Figura 6 - Teor de NO₃⁻ na camada 0-10 cm do solo em SSP nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

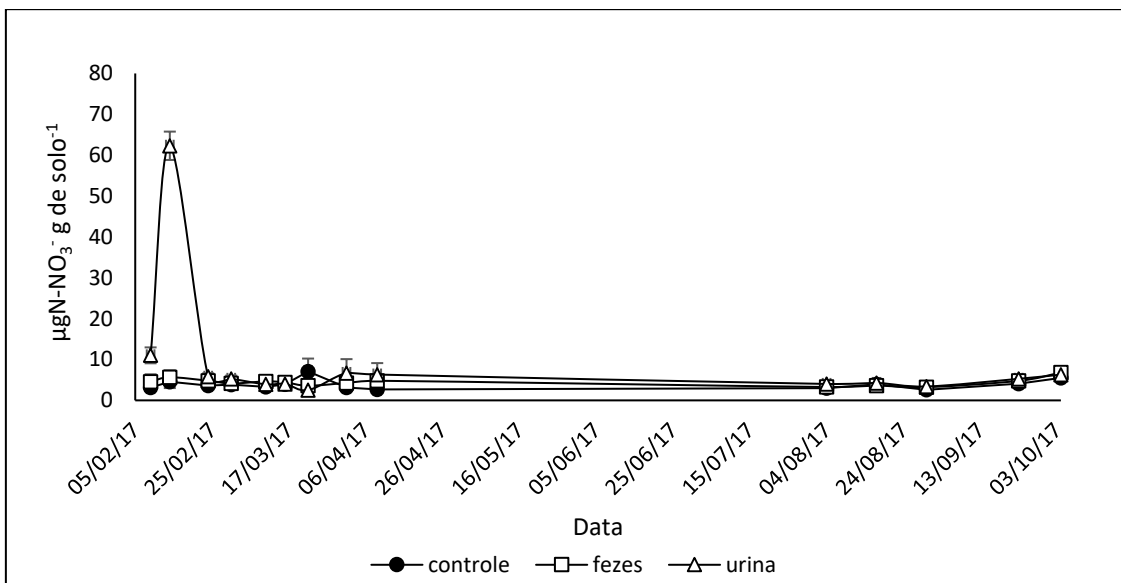


Figura 7 - Teor de NO₃⁻ na camada 0-10 cm do solo em Mono nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

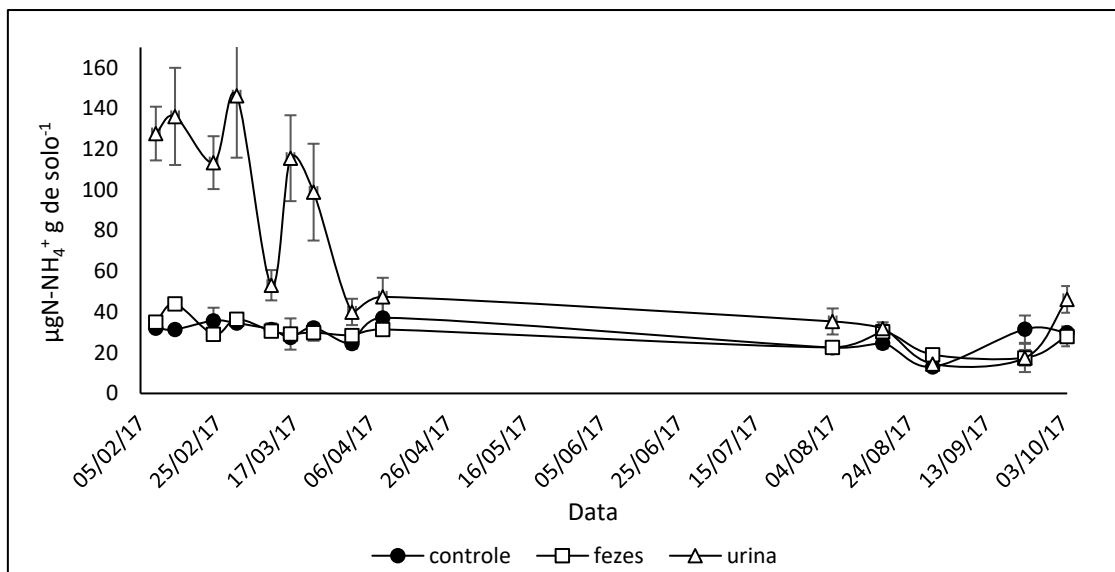


Figura 8 - Teor de NH_4^+ na camada 0-10 cm do solo em SSP nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

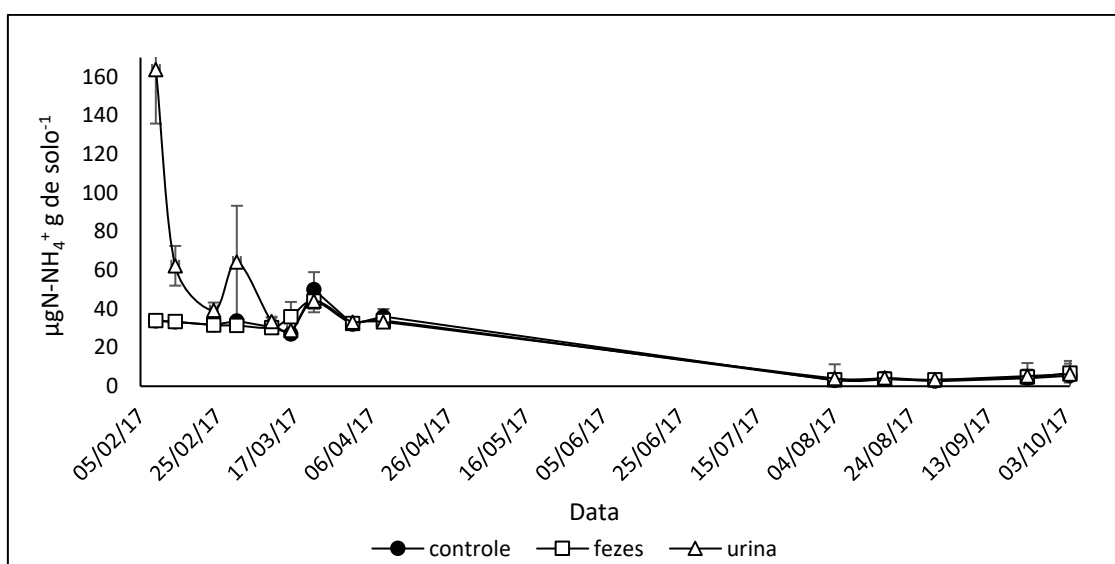


Figura 9 - Teor de NH_4^+ na camada 0-10 cm do solo em Mono nos períodos chuvoso (09/02 a 09/04) e seco (04/08 a 04/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

Apesar do aumento dos teores de N mineral em ambos os sistemas após a aplicação de urina, houve diferença entre os dois sistemas. Em SSP o teor de N mineral na parcela que recebeu urina permaneceu mais elevado que os demais ao longo de todo o período de avaliação, enquanto em Mono houve uma elevação apenas na primeira semana após a aplicação, permanecendo em níveis semelhantes ao controle durante o período de avaliação restante. É possível perceber ainda que o pico nas concentrações tanto de NO_3^-

, quanto de NH_4^+ no solo ocorrem de maneira mais tardia em SSP quando comparados à Mono, onde os picos ocorrem logo após a aplicação das excretas.

Durante o período seco, a concentração de N mineral (NO_3^- e NH_4^+) no solo foi acentuadamente menor em relação ao período chuvoso (Figuras 6,7,8 e 9). É possível perceber ainda um maior teor de NO_3^- , principalmente na parcela que recebeu urina, em SSP se comparado à Mono (Figuras 6 e 7), onde não houve aumento com a aplicação das excretas. Também não houve aumento no teor de NH_4^+ do solo logo após a aplicação de fezes em nenhum dos dois sistemas (Figuras 8 e 9).

O EPSA do solo no período chuvoso permaneceu entre 40-50% em SSP e entre 40-60% em Mono ao longo do período chuvoso, com média de 44% em SSP e 47% em Mono, não havendo grande variação entre as parcelas tratadas com fezes, urina ou controle (Figuras 10 e 11).

O EPSA do solo no período seco permaneceu entre 30-40% em SSP e Mono ao longo do período, com média de 36% em SSP e 39% em Mono, não havendo grande variação entre as parcelas tratadas com fezes, urina ou controle (Figuras 10 e 11).

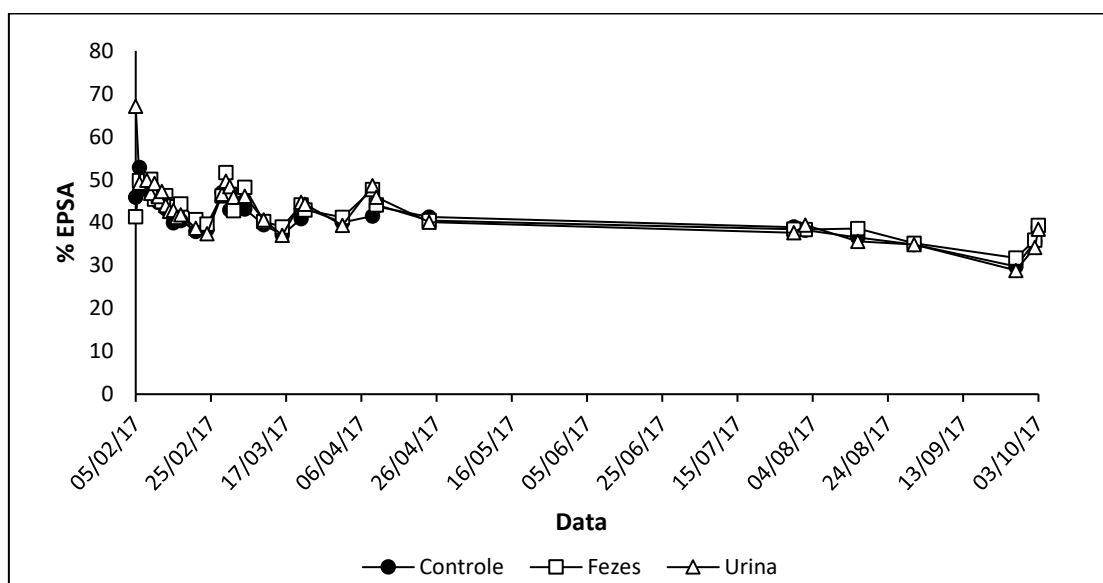


Figura 10 - EPSA na camada 0-10 cm do solo em SSP nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 03/10) do ano.

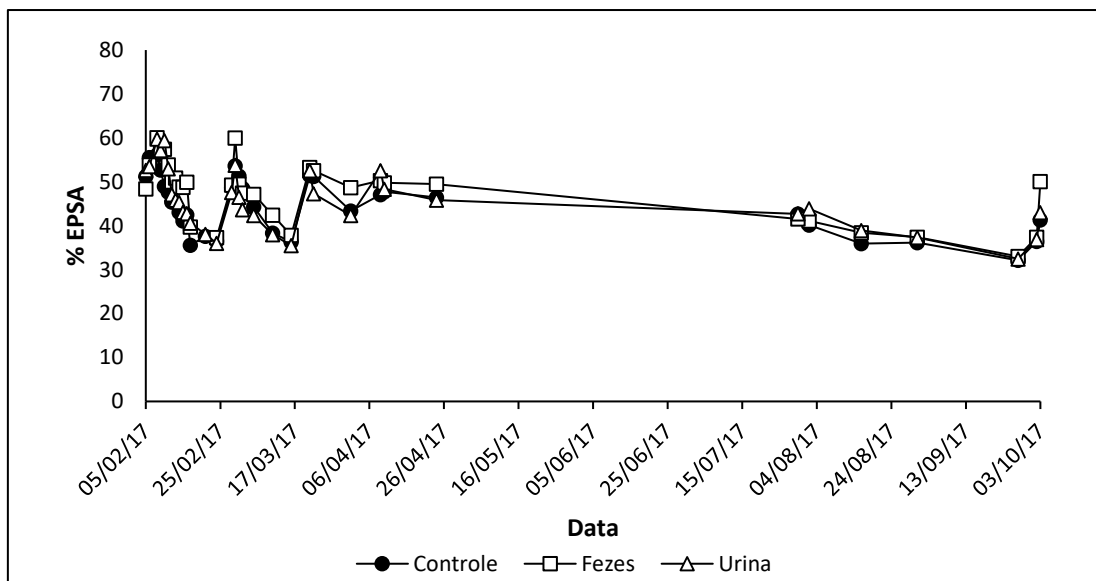


Figura 11 - EPSA na camada 0-10 cm do solo em Mono nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 03/10) do ano.

6.3. Fluxos de N₂O

Durante o período chuvoso do ano, os fluxos de N₂O em SSP foram superiores aos fluxos em Mono (Figuras 12 e 13). Na área tratada com urina os fluxos foram superiores aos fluxos na área tratada com fezes ou controle em ambos os sistemas, e alcançaram pico de cerca de 608 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ em SSP (Figura 12) e aproximadamente 54 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ em Mono (Figura 13). Os fluxos da área tratada com urina permaneceram superiores aos demais ao longo de todo o período em SSP e durante a primeira semana em Mono. Em SSP o pico de emissão de N₂O ocorreu no primeiro dia após aplicação das excretas e posteriormente foram observadas oscilações nos fluxos, com elevação desses após eventos de chuva, e rápida redução nos dias mais secos, coincidindo com as flutuações na temperatura do ar e precipitação (Figura 4), bem como com as variações no EPSA do solo (Figura 10). Já em Mono, o pico de emissão se deu apenas no quinto dia após a aplicação das excretas, porém diferentemente do SSP, posteriores eventos de chuva não resultaram em aumento significativo dos fluxos (Figura 13), embora tenha havido pequeno aumento no EPSA do solo (Figura 11). Em SSP os fluxos de N₂O a partir de áreas tratadas com fezes foram superiores aos fluxos da área controle e tiveram comportamento semelhante aos fluxos na área com urina, porém com menor magnitude, alcançando o pico de 73 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 12). Já em Mono, os fluxos a partir de áreas

tratadas com fezes não se diferiram do controle e alcançaram um máximo de aproximadamente $7 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 13).

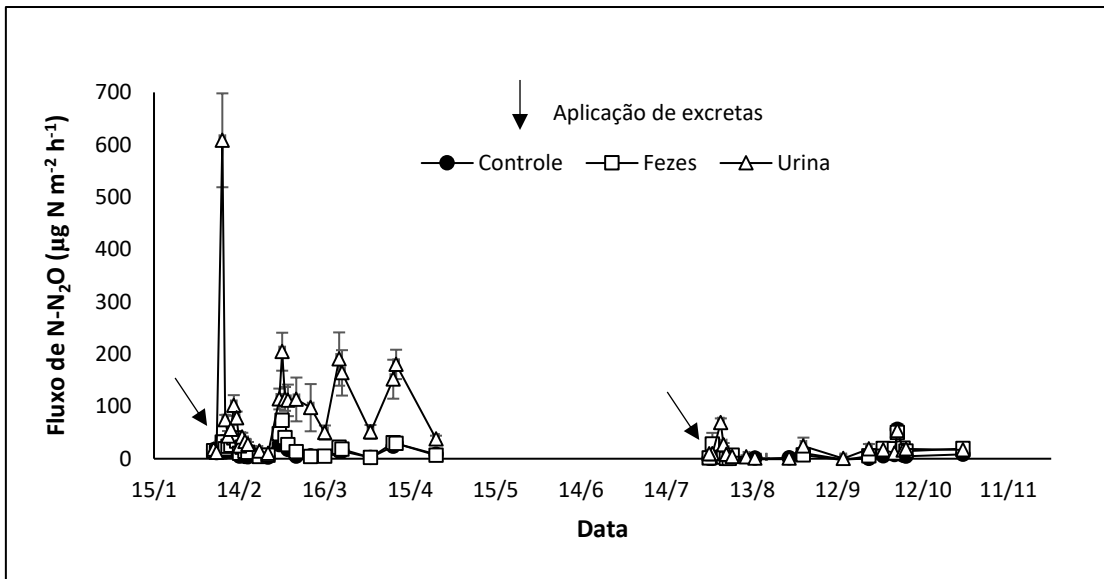


Figura 12 - Fluxo médio diário de N_2O em SSP nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

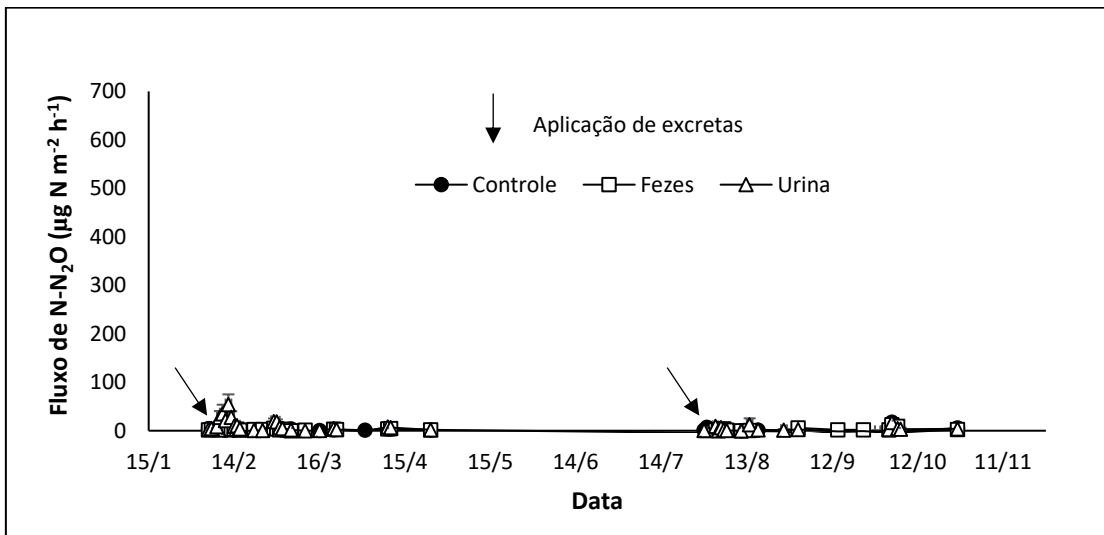


Figura 13 - Fluxo médio diário de N_2O em Mono nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

No período seco do ano os fluxos de N_2O foram inferiores aos fluxos durante o período chuvoso, porém ainda houve fluxos mais elevados em SSP se comparado ao Mono (Figuras 12 e 13). Não houve diferença nos fluxos entre os tratamentos com fezes e controle em nenhum dos dois sistemas, porém na área tratada com urina houve diferença

em relação aos demais nos primeiros 3 dias após a aplicação de excretas em SSP. Em SSP o fluxo máximo registrado foi cerca de $70 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ logo após a aplicação de excretas na área, com fluxos semelhantes aos tratamentos com fezes e controle após os primeiros 3 dias (Figura 12). Posteriormente, os fluxos permaneceram próximos de zero, havendo pequeno aumento após ocorrência de chuvas no começo de outubro, porém o aumento dos fluxos na área tratada com urina foi acompanhado por aumento também das áreas com fezes e controle, mostrando ser um fluxo de gás do solo e não ter relação com a excreta aplicada (Figura 12). Em mono houve comportamento semelhante ao SSP com pequenos aumentos após a aplicação de urina e após chuvas, porém não houve diferença significativa entre os tratamentos, com fluxos abaixo de $15 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ao longo de todo o período de avaliação (Figura 13).

6.4. Fator de emissão (FE) de N_2O

Quanto ao fator de emissão, houve efeito de sistema ($P=0,0002$), excreta ($P=0,0002$), período ($P=0,02$), e interação tripla significativa ($P=0,02$) entre excreta, período e sistema. Procedendo-se os desdobramentos da interação, o FE na área tratada com urina foi superior aos demais ($P<0,0001$) apenas em SSP no período chuvoso, não havendo diferença significativa no período seco e em nenhum período do ano em Mono (Tabela 5). Com relação ao período, só houve diferença significativa em SSP, onde o FE foi significativamente maior ($P<0,0001$) no período chuvoso na área que recebeu urina (Tabela 5). A diferença entre sistemas também só ocorreu durante o período chuvoso na área tratada com urina, em que o FE em SSP foi significativamente maior ($P<0,0001$) em relação à área tratada com urina em Mono no mesmo período (Tabela 6).

Tabela 5 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N_2O . Desdobramento da interação para comparação entre excretas e entre períodos.

	N aplicado (g câmara^{-1})				FE N_2O (%)			
	SSP		Mono		SSP		Mono	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
Fezes	3,79	3,65	3,01	3,47	0,055 Ba	0,042 Aa	0,003 Aa	0,025 Aa
Urina	9,68	3,84	3,78	2,45	0,393 Aa	0,102 Ab	0,041 Aa	0,056 Aa

Erro padrão da média = 0,04

Médias na mesma linha seguidas por letras minúsculas diferentes, diferem entre si ($P<0,05$) pelo teste F.

Médias na mesma coluna seguidas por letras maiúsculas diferentes, diferem entre si ($P<0,05$) pelo teste F.

Tabela 6 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N-N₂O. Desdobramento da interação para comparação entre sistemas.

	N aplicado (g câmara ⁻¹)				FE N-N ₂ O (%)			
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	
	SSP	Mono	SSP	Mono	SSP	Mono	SSP	Mono
Fezes	3,79	3,01	3,65	3,47	0,055 a	0,003 a	0,042 a	0,025 a
Urina	9,68	3,78	3,84	2,45	0,393 a	0,041 b	0,102 a	0,056 a

Erro padrão da média =0,04

Médias na mesma linha seguidas por letras minúsculas diferentes, diferem entre si (P<0,05) pelo teste F.

6.5. Fluxos de CH₄

Os fluxos de CH₄ no período chuvoso, foram superiores em SSP se comparados aos fluxos em Mono (Figuras 14 e 15). Em ambos os sistemas houve um pico de emissão de CH₄ logo após a aplicação das excretas, porém com magnitudes distintas. Em SSP o pico de emissão de CH₄ alcançou cerca 5 mg C m⁻² h⁻¹ (Figura 14), enquanto que em Mono o pico registrado foi de aproximadamente 0,8 mg C m⁻² h⁻¹ (Figura 15). Em ambos os sistemas só houve diferença nos fluxos entre a área tratada com fezes e as demais durante os seis primeiros dias após a aplicação das excretas no solo, sendo os fluxos semelhantes ao controle após a primeira semana. Parcelas tratadas com urina e controle não diferiram entre si em nenhum dos dois sistemas. Durante o período seco, os fluxos de CH₄ se comportaram de forma semelhante ao período chuvoso, uma vez que nos dois sistemas, as áreas com urina não diferiram da área controle, havendo diferença apenas nas áreas tratadas com fezes, e nos seis primeiros dias após a aplicação das excretas (Figuras 14 e 15). Quanto a magnitude dos fluxos, houve redução dos mesmos no período seco em SSP em relação ao período chuvoso, com pico de menos de 1 mg C m⁻² h⁻¹ (Figura 14). Já para o Mono, não houve diferença quanto a época do ano, uma vez que os fluxos foram muito baixos em ambos os períodos, se mantendo abaixo de 1 mg C m⁻² h⁻¹ (Figura 15).

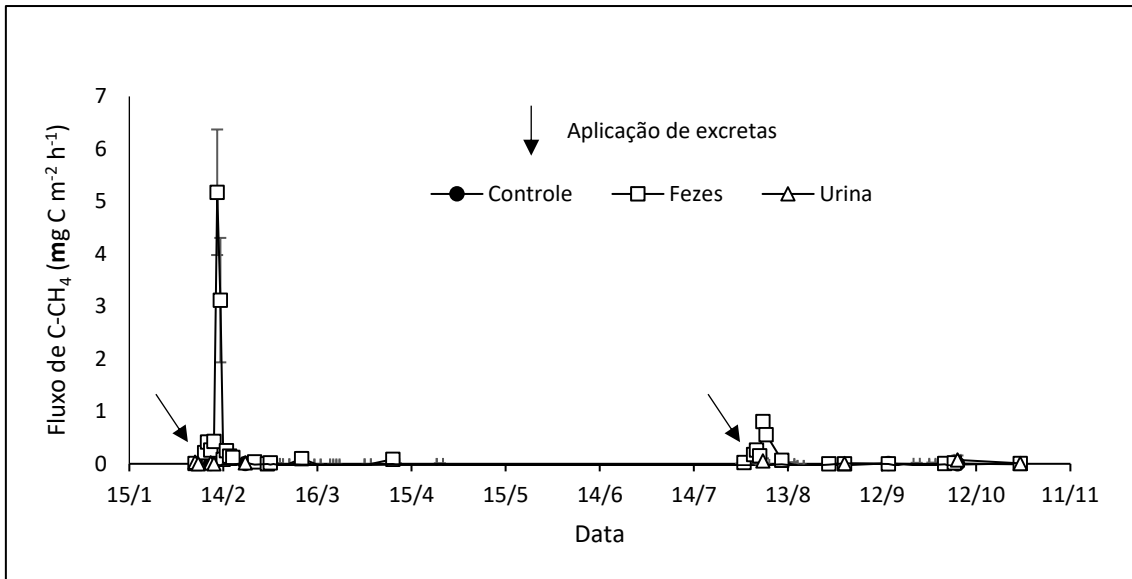


Figura 14 - Fluxo médio diário de CH₄ em SSP nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

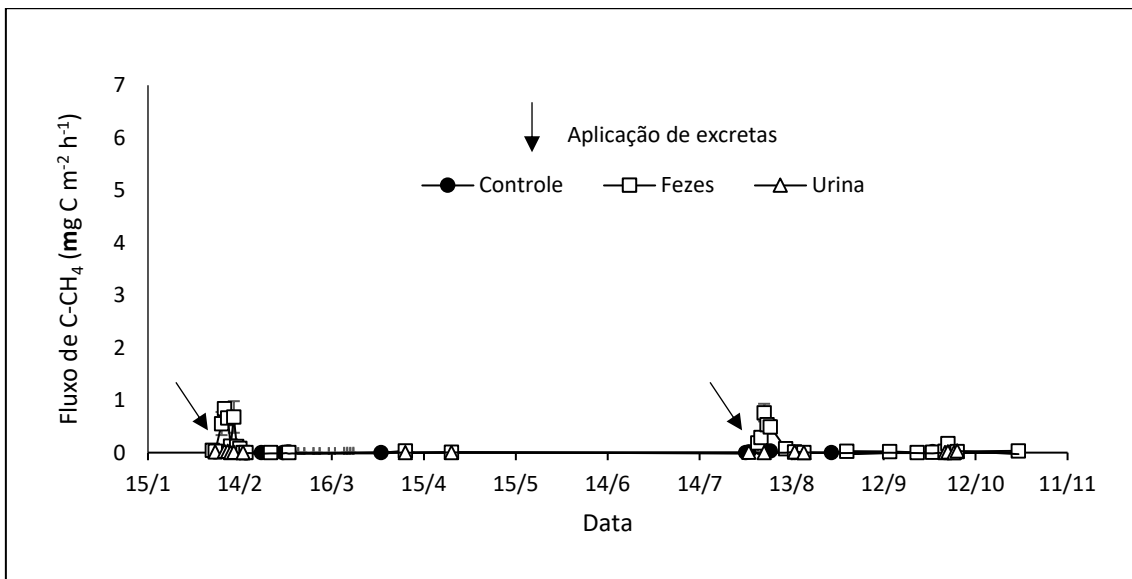


Figura 15 - Fluxo médio diário de CH₄ em Mono nos períodos chuvoso (05/02 a 24/04) e seco (29/07 a 26/10) do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

6.6. Fator de emissão (FE) de CH₄

Para o FE de CH₄, houve interação significativa ($P=0,01$) entre o sistema e a estação do ano. O FE foi significativamente maior ($P=0,008$) no período chuvoso em relação ao seco em SSP, enquanto não houve diferença ($P=0,4$) entre chuvoso e seco em Mono. Quanto ao sistema, o FE foi significativamente maior ($P=0,01$) em SSP em relação

à Mono no período chuvoso, e não houve diferença ($P=0,4$) entre os sistemas no período seco. (Tabela 7).

Tabela 7 - Total de sólidos voláteis (SV) aplicado na forma de fezes por câmara e fração dos sólidos voláteis emitida na forma CH_4 .

Tratamento	SV aplicado ($g\ câmara^{-1}$)		FE C- CH_4 (%)	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
SSP	208,57	173,52	0,0283 Aa	0,0100 Ab
Mono	170,49	182,24	0,0107 Ba	0,0158 Aa

Erro padrão da média =0,004

Médias na mesma linha seguidas por letras minúsculas diferentes, diferem entre si ($P<0,05$) pelo teste F.

Médias na mesma coluna seguidas por letras maiúsculas diferentes, diferem entre si ($P<0,05$) pelo teste F.

6.7. Volatilização de NH_3

Em ambos os sistemas, as maiores perdas por volatilização de NH_3 na área tratada com urina ocorreram no primeiro dia após aplicação das excretas, enquanto que, a área tratada com fezes, apresentou comportamento diferenciado entre os dois sistemas, com as maiores perdas acontecendo seis dias após a aplicação das excretas em SSP, e no primeiro dia após a aplicação em Mono, assim como na área tratada com urina (Figura 16). Durante o período chuvoso, a urina representou a principal via de perda de NH_3 por volatilização, em ambos os sistemas, chegando a $14\ mg\ N\ câmara^{-1}$ em SSP e $11\ mg\ N\ câmara^{-1}$ em Mono, durante 20 dias de monitoramento, equivalente a $1,8\ g\ N\ m^{-2}$ em SSP e $1,4\ g\ N\ m^{-2}$ em Mono, enquanto a área com fezes acumulou perdas de 8,6 e 9,8 $mg\ N\ câmara^{-1}$ em SSP e Mono respectivamente, equivalente a 1,0 e $1,2\ g\ N\ m^{-2}$ respectivamente (Figura 17).

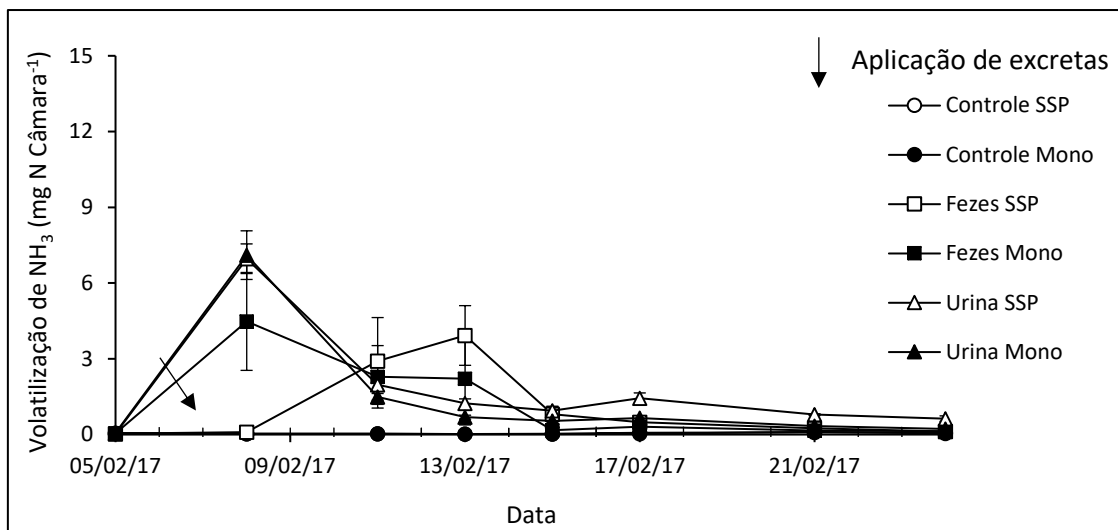


Figura 16 - Quantidade de N volatilizado na forma de NH_3 por dia de coleta em SSP e Mono no período chuvoso do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

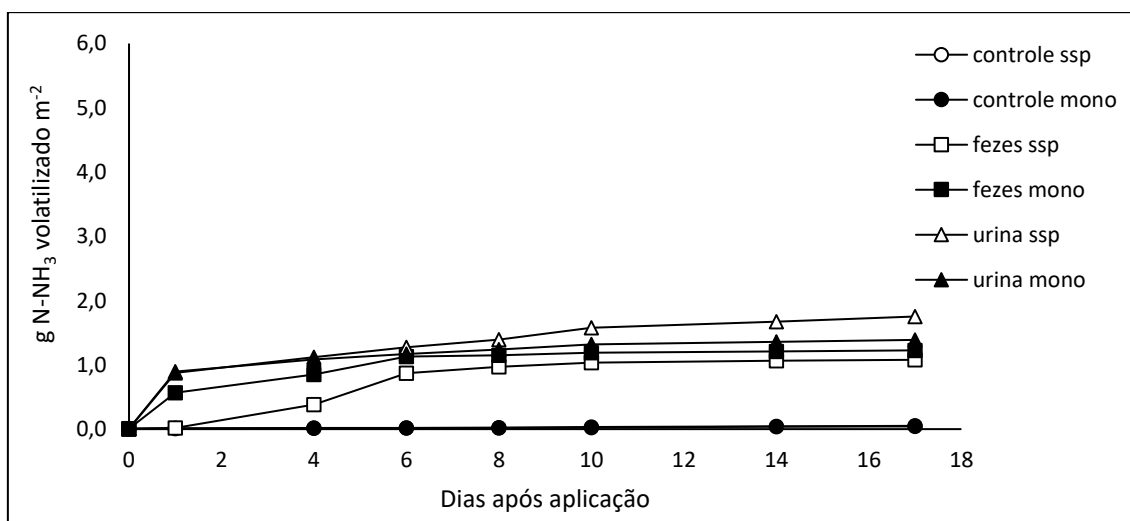


Figura 17 - Volatilização de NH_3 acumulada em SSP e Mono durante 20 dias de avaliação no período chuvoso.

As perdas por volatilização de NH_3 no período seco foram mais acentuadas que no período chuvoso, com exceção da área tratada com urina em SSP, onde não houve aumento significativo da volatilização com o tratamento. Em ambos os sistemas, a volatilização na área com urina teve comportamento semelhante ao registrado no período chuvoso, com pico no primeiro dia após a aplicação das excretas (Figura 18), porém, diferentemente do que aconteceu no período chuvoso, as perdas foram mais severas em Mono, totalizando cerca de $16 \text{ mg N câmara}^{-1}$ ou 2 g N m^{-2} , contra apenas $3 \text{ mg N câmara}^{-1}$ ou $0,4 \text{ g N m}^{-2}$ em SSP ao longo de 24 dias (Figura 19). As perdas nas parcelas que

receberam fezes foram superiores ao período chuvoso e tiveram pico de perdas por volatilização mais tardios em relação à área com urina (Figura 18), assim como verificado em SSP no período chuvoso. Em SSP, as maiores perdas ocorreram entre o quinto e o oitavo dia após a aplicação, enquanto em Mono as maiores perdas aconteceram entre o terceiro e quinto dia após a aplicação dos dejetos (Figura 18). Houve maior perda na área com fezes em SSP, chegando a 39 mg N câmara⁻¹ ou 4,9 g m⁻² ao longo de 24 dias de monitoramento, enquanto em Mono a volatilização acumulada foi de aproximadamente 25 mg N câmara⁻¹ ou 3,1 g N m⁻².

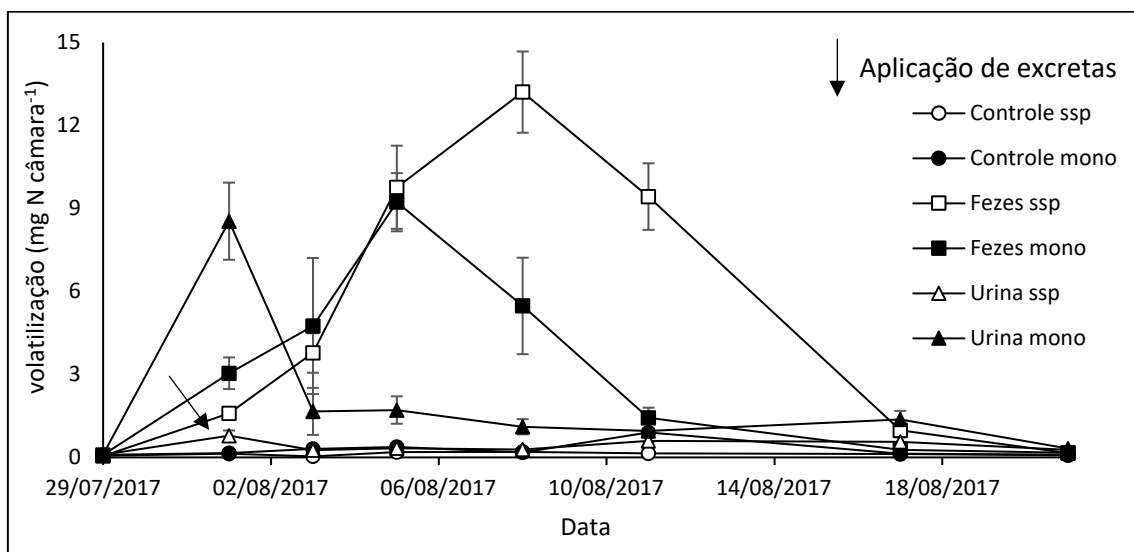


Figura 18 - Quantidade de N volatilizado na forma de NH₃ em SSP e Mono no período seco do ano. As barras representam o erro padrão das médias.

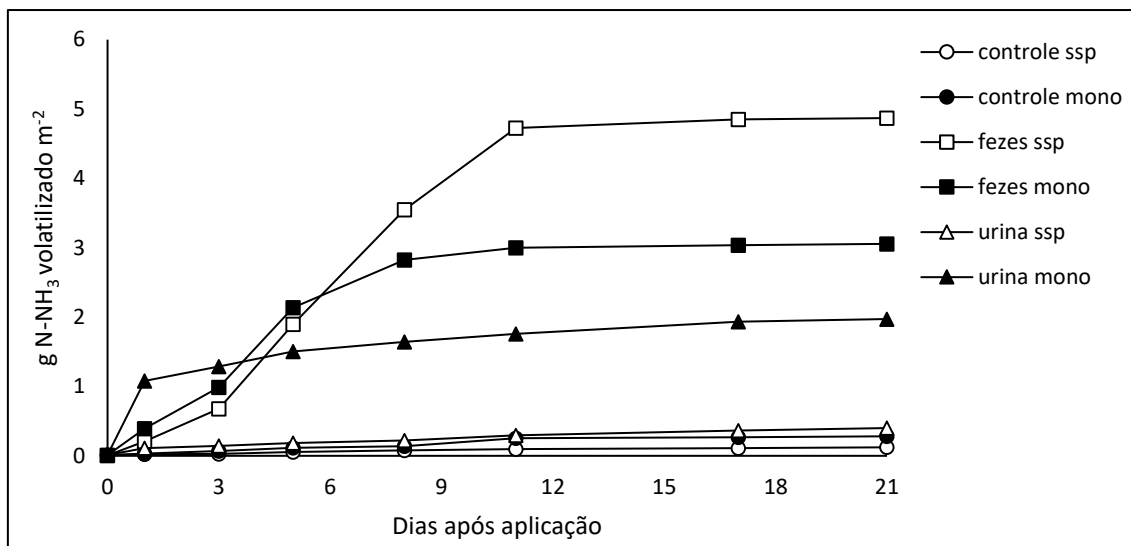


Figura 19 - Volatilização de NH_3 acumulada em SSP e Mono durante 24 dias de avaliação no período seco.

6.8. Fator de emissão (FE) de NH_3

Quanto ao fator de emissão de NH_3 , houve efeito significativo de sistema ($P=0,0001$), excreta ($P<0,0001$), período ($P=0,004$), e interação tripla significativa ($P=0,002$) entre sistemas, excretas e período do ano. No desdobramento da interação, o fator de emissão para urina foi significativamente maior que para fezes apenas em Mono, tanto no período chuvoso ($P=0,003$) como no seco ($P<0,0001$). Não houve diferença significativa ($P>0,05$) entre fezes e urina em SSP. O FE foi maior no período seco em relação ao período chuvoso na área tratada com fezes em SSP ($P=0,03$) e na área que recebeu urina em Mono ($P=0,0001$). Nas áreas com urina em SSP e fezes em Mono não houve diferença significativa ($P>0,05$) entre os períodos (Tabela 8). Comparando-se os sistemas, só houve diferença significativa para urina no período seco, com maior ($P<0,0001$) volatilização em Mono em relação ao SSP. Durante o período chuvoso, na área tratada com urina houve tendência ($P=0,06$) de maior perda por volatilização em Mono em relação ao SSP, porém essa superioridade não foi significativa (Tabela 9).

Tabela 8 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N-NH₃. Desdobramento da interação para comparação entre excretas e entre períodos.

	N aplicado (g câmara ⁻¹)				FE N-NH ₃ (%)			
	SSP		Mono		SSP		Mono	
	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco	Chuvoso	Seco
Fezes	0,67	0,65	0,53	0,61	1,23 Ab	5,80 Aa	1,77 Ba	3,63 Ba
Urina	0,32	0,13	0,13	0,08	4,28 Aa	1,73 Aa	8,25 Ab	17,10 Aa

Erro padrão da média =1,5

Médias na mesma linha seguidas por letras minúsculas diferentes, diferem entre si (P<0,05) pelo teste F.

Médias na mesma coluna seguidas por letras maiúsculas diferentes, diferem entre si (P<0,05) pelo teste F.

Tabela 9 - Teor de N aplicado na forma de urina ou fezes por câmara e fator de emissão de N-NH₃. Desdobramento da interação para comparação entre sistemas.

	N aplicado (g câmara ⁻¹)				FE N-NH ₃ (%)			
	Chuvoso		Seco		Chuvoso		Seco	
	SSP	Mono	SSP	Mono	SSP	Mono	SSP	Mono
Fezes	0,67	0,53	0,65	0,61	1,23 a	1,77 a	5,80 a	3,63 a
Urina	0,32	0,13	0,13	0,08	4,28 a	8,25 a	1,73 b	17,10 a

Erro padrão da média =1,5

Médias na mesma linha seguidas por letras minúsculas diferentes, diferem entre si (P<0,05) pelo teste F.

7. DISCUSSÃO

7.1. Emissões de N₂O

O comportamento dos fluxos de N₂O em SSP e Mono encontrados neste trabalho se assemelham ao observado por diversos outros estudos conduzidos em diferentes tipos de solo, em diferentes regiões brasileiras, que também encontraram maiores fluxos no verão em relação ao inverno e a partir da deposição de urina em comparação às fezes (Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014 e Cardoso et al., 2016). Cardoso et al. (2016) observaram atraso no aumento dos fluxos de N₂O em resposta a aplicação de urina, que foi justificado pelo intervalo de tempo necessário para que ocorresse a hidrólise da ureia e, posteriormente iniciasse a produção de N₂O por nitrificação e desnitrificação. Por outro lado, Barneze et al. (2014) verificaram picos de emissão de N₂O logo após a aplicação de urina, assim como neste estudo. A elevação inicial dos fluxos de N₂O pode ser principalmente atribuída ao aumento imediato verificado nos teores de N-mineral, principalmente NH₄⁺, no solo com a aplicação de urina (Figuras 6,7,8 e 9), sugerindo que tenham ocorrido principalmente por nitrificação. Posteriores elevações nos fluxos que ocorreram principalmente em SSP parecem estar mais relacionadas à umidade do solo, uma vez que coincidiram com eventos de chuva e consequentes aumentos no EPSA do

solo (Figuras 10 e 11), o que pode ter favorecido a desnitrificação. Os picos imediatos na concentração de NH_4^+ demonstram a rápida hidrólise da ureia contida na urina, e as menores concentrações de NO_3^- provavelmente se devem ao fato do NO_3^- ser a principal forma de N utilizada pelas plantas, além de possíveis perdas por lixiviação devido a sua grande mobilidade no solo, ou até mesmo por desnitrificação. Já os picos de NO_3^- mais tardios podem ser explicados pelo tempo necessário para que ocorra a nitrificação e haja conversão do NH_4^+ em NO_3^- (Sordi et al 2014).

Os picos de emissão de N_2O observados no período chuvoso na condição experimental foi de aproximadamente $600 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ em SSP e menos de $100 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ em Mono, bem inferiores aos encontrados por Luo et al. (2008) na Nova Zelândia e por Barneze et al. (2014) e Lessa et al. (2014) no Brasil, que encontraram picos acima de $1000 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Possivelmente os baixos fluxos encontrados foram devido ao fato de não ter havido eventos de chuva imediatos após a aplicação da urina, o que pode ter limitado a produção de N_2O em nossas condições. Segundo Smith et al. (2003), a combinação entre a disponibilidade de N-mineral e elevada umidade no solo, é o principal fator que induz os fluxos de N_2O .

Durante o período seco não houve fluxos significativos em nenhum dos dois sistemas, com pequeno aumento em SSP após a aplicação de urina, porém abaixo de $100 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, mostrando que mais uma vez a umidade do solo pode ter sido o principal limitante dos fluxos, uma vez que após o retorno das chuvas em outubro, houve pequeno aumento nas concentrações de N-mineral do solo, principalmente NO_3^- em SSP, sugerindo que a atividade microbiana no solo estava sendo limitada pela baixa umidade.

Quanto ao FE de N_2O , houve diferença entre o tipo de excreta depositada em SSP no período chuvoso, com FE de 0,4% para urina e 0,05% para fezes, bem inferior ao FE estimado globalmente (IPCC, 2006). Lessa et al. (2014) em estudo conduzido no verão no cerrado brasileiro, encontraram FE para urina de 1,9% e 0,14% para fezes. Sordi et al. (2014) por sua vez calcularam FE médio de 0,26% para urina e 0,15% para fezes durante o verão. Essa diferença entre excretas no FE de N_2O comumente encontrada na literatura, pode ser explicada pela diferente forma em que o N está presente na urina ou fezes. Aproximadamente 70% do N contido na urina está na forma de ureia (Haynes e Williams, 1993), e é rapidamente hidrolisado em NH_4^+ ao entrar em contato com a urease presente no solo. Por outro lado, o N presente nas fezes está sob formas orgânicas mais complexas, não estando prontamente disponível para hidrólise (Haynes e Williams, 1993). Logo, a liberação de N-mineral no solo é mais lenta se comparada à urina, o que explica o baixo

FE para fezes e a pouca contribuição da aplicação de fezes nos teores de NH_4^+ do solo (Figuras 8 e 9). A elevada quantidade de C nas fezes e a alta relação C/N provavelmente causam imobilização do N, resultando em menor produção de N_2O (Senbayram et al., 2012). No período seco em SSP e nos períodos chuvoso e seco em Mono os fluxos foram baixos, provavelmente limitados por condições climáticas e de solo, e apesar dos maiores valores para urina, os mesmos não foram significativos.

Com relação ao período de avaliação, o FE para urina foi maior durante o período chuvoso em SSP em relação ao período seco no mesmo sistema. Diversos outros estudos conduzidos no Brasil encontraram maior FE no verão em relação ao inverno (Lessa et al., 2014; Sordi et al., 2014; Cardoso et al., 2016), ao passo que em clima temperado as maiores emissões são observadas no inverno (Luo et al., 2008; Rochette et al. 2014; Zhang et al., 2015). Todos esses trabalhos atribuíram a diferença estacional nas emissões principalmente à umidade do solo, com as maiores emissões associadas ao período de maior saturação do solo. Schindlbacher et al. (2004) afirmaram que temperatura e umidade do solo podem explicar até 86% das variações na emissão de N_2O . Durante o período chuvoso o EPSA em SSP se manteve acima de 40%, chegando a aproximadamente 50% após eventos de chuva, enquanto no período seco o EPSA se manteve entre 30 e 40% ao longo de todo o período. O maior teor de umidade no solo, associado a maior temperatura do solo (Figuras 4 e 5), que eleva a atividade microbiana, elevou o FE do período chuvoso em relação ao período seco uma vez que esses dois fatores são os principais reguladores da atividade microbiana no solo, responsável pela emissão de N_2O . Dobbie e Smith, (2001); Carter, (2007) e Luo et al. (2008), também encontraram correlação positiva entre EPSA e emissão de N_2O . Nota-se que em Mono, quando houve eventos de chuva, a concentração de N-mineral no solo era baixa, mesmo na área com urina, o que justifica a ausência de diferença significativa entre os períodos chuvoso e seco.

O FE foi maior em SSP se comparado à Mono, no período chuvoso, na área tratada com urina. Segundo Dobbie et al. (1999), vários fatores podem influenciar de forma consistente os fluxos de N_2O no solo, sendo os principais fatores a umidade, temperatura e concentração de N mineral do solo. Não houve grandes diferenças no teor de umidade médio entre os dois sistemas, bem como na temperatura média do solo, sugerindo que a concentração de N mineral no solo foi determinante na diferença no FE entre SSP e Mono. Durante o período chuvoso, na área tratada com urina, nota-se a maior disponibilidade tanto de NO_3^- , quanto de NH_4^+ no solo em SSP em relação à Mono. Em Mono só houve

um pico nas concentrações de N-mineral logo após a deposição de urina retornando ao nível do tratamento controle em seguida, enquanto em SSP a concentração de N-mineral permaneceu superior ao controle ao longo de todo o período. Visto que temperatura e umidade do solo pouco diferiram entre os sistemas, esse comportamento pode ser explicado pelo fato de que em Mono a urina depositada representou a principal fonte de N inorgânico no solo, enquanto em SSP a intensa deposição de serapilheira contribuiu com maior entrada de N-mineral no sistema, sustentando maiores concentrações ao longo de todo o período. Xavier et al. (2011) comparando a dinâmica da serapilheira nas mesmas áreas do presente estudo, concluíram que a presença de leguminosas e de eucalipto em sistema SSP proporcionou aumentos nas quantidades de nitrogênio, comprovados pela análise isotópica de ^{13}C , e matéria seca de serapilheira.

De acordo com Robertson e Groffman (2015), o que determina o balanço entre mineralização e imobilização é a disponibilidade de C em relação à disponibilidade N (C/N) no material. Logo, a alta relação C/N da serapilheira depositada no solo pela braquiária (Boddey et al., 2003) pode resultar em maiores taxas de imobilização e menor mineralização do N em Mono se comparado à serapilheira de menor relação C/N depositada em SSP. Cardoso et al. (2016), assim como Klumpp et al. (2011) encontraram efeito linear negativo da intensidade de pastejo na emissão de N_2O , e justificaram pelo fato de que com maior rebaixamento do pasto, há menor deposição de serapilheira e consequentemente menor incremento do teor de N-mineral no solo. Outra possível explicação é o fato de que a biomassa do pasto em Mono foi claramente maior (SSP $\approx 2217 \text{ kg MS ha}^{-1}$; Mono $\approx 5537 \text{ kg MS ha}^{-1}$) e as plantas competem pelo N mineralizado, deixando menos N disponível para nitrificação e desnitrificação (Verhagen et al. 1994; Mikola et al. 2009), resultando em menor FE de N_2O .

O fator de emissão anual médio foi de 0,25% e 0,05% para urina e fezes respectivamente em SSP e de 0,05% e 0,014% para urina e fezes respectivamente em Mono. Considerando uma excreção de urina próximo à estimada por Silva et al. (2001) e Barneze et al. (2014), de $10 \text{ litros animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, e excreção fecal próximo à estimada por Orr et al. (2012) e Mazzeto et al. (2014) de $10 \text{ kg animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ chegaríamos em uma emissão de aproximadamente $0,2 \text{ g N-N}_2\text{O animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ em SSP e de $0,02 \text{ g N-N}_2\text{O animal}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ em Mono, com base no teor médio de N encontrado na urina e nas fezes em cada um dos sistemas. Esta contribuição nas emissões de N- N_2O por animal estimada para cada sistema certamente seria bem superior se considerássemos o FE para excretas de 2% sugerido pelo IPCC, sem distinguir fezes e urina, o que demonstra a necessidade

de avaliações locais para determinação das emissões de GEE com maior precisão. Apesar da maior emissão por animal estimada em SSP se comparada à Mono, é necessário ponderar para a capacidade suporte de cada um dos sistemas, uma vez que a menor taxa de lotação normalmente utilizada em SSP pode compensar a maior emissão via excretas dos animais neste sistema.

7.2. Emissões de CH₄

Os fluxos de CH₄ apresentaram picos nos primeiros dias após aplicação das fezes no campo e redução até níveis próximos ao controle, após a primeira semana, tanto em SSP quanto em Mono, durante os períodos chuvoso e seco do ano. Este padrão de resposta foi semelhante ao observado por Cardoso et al. (2016) em pastagens de clima tropical, que registraram 90% da emissão nos quatro primeiros dias após a aplicação das fezes, com redução até níveis próximos ao tratamento controle a partir do sexto dia. Diversos outros estudos também verificaram participação fundamental dos primeiros dias após aplicação, nos fluxos de CH₄ (Jarvis et al., 1995; Saggar et al., 2004; Mazzeto et al., 2014; e Mori e Hojito, 2015), e este comportamento está ligado ao fato de que nos primeiros dias após a aplicação das fezes no solo, as mesmas ainda se encontram úmidas, garantindo condições de anaerobiose adequadas para a metanogênese. De acordo com o observado por Holter (1997), Mazzeto et al. (2014) e Mori e Hojito (2015), após secagem natural do bolo fecal, um novo umedecimento provocado por eventos de chuva não resultam em aumento dos fluxos de CH₄, assim como verificado neste estudo. Por outro lado, Sherlock et al. (2003) trabalhando em clima temperado, verificou que a formação de uma crosta externa no bolo fecal, devido sua desidratação parcial, pode atuar como uma barreira física à perda de umidade, mantendo o estado natural no interior das fezes por mais tempo e, conseqüentemente, prolongando os fluxos de CH₄.

Quanto ao FE de CH₄, a diferença observada entre os períodos chuvoso e seco em SSP pode estar relacionada às diferenças de temperatura e umidade entre os dois períodos. Por outro lado, em Mono não foi observada diferença significativa entre os períodos chuvoso e seco, provavelmente devido aos baixos fluxos encontrados ao longo do ano. A produção de CH₄ ocorre em ambiente estritamente anaeróbico, e segundo Gao et al. (2014) tem correlação positiva com o teor de umidade no solo. Além disso, o aumento da temperatura eleva as taxas de metanogênese, desde que outros parâmetros sejam mantidos constantes (Williams, 1993; Saggar et al. 2004), uma vez que eleva as taxas de respiração no solo, levando a uma redução na concentração de O₂ e favorecendo a formação de sítios

anaeróbios favoráveis à metanogênese (Butterbach-Bahl et al. 2013). Logo, a maior precipitação associada à elevação do EPSA do solo no período chuvoso, bem como as temperaturas mais elevadas registradas ao longo do período chuvoso, justificam as diferenças encontradas entre os períodos de avaliação em SSP. Em Mono, conforme dito anteriormente, não houve fluxos suficientes ao longo do ano para que fosse detectada diferença entre períodos. Mazzeto et al (2014), Mori e Hojito (2015) e Cardoso et al. (2016) também encontraram maiores emissões de CH₄ na estação quente e chuvosa, e associaram essa resposta a combinação entre elevadas temperaturas e precipitação. Por outro lado, Chiavegato et al. (2015) não encontraram relação entre emissão de CH₄ e EPSA do solo ou temperatura do ar, corroborando com o trabalho de Dengel et al. (2011), que não encontraram influência da temperatura do ar nas emissões.

Além de fatores ambientais, a produção de CH₄ nas fezes pode ser influenciada por fatores nutricionais, genéticos e por características intrínsecas ao material fecal. Segundo Saggari et al. (2004), a quantidade de CH₄ que é produzido nas fezes é influenciada pela quantidade excretada, forma física do bolo fecal, condições climáticas e de solo, bem como pelo período em que o bolo fecal permanece intacto até a decomposição. Porém, neste estudo foram utilizados animais de mesma categoria e potencial genético em ambos os sistemas, e as quantidades e forma das fezes aplicadas foram idênticas, sugerindo que a diferença significativa no FE entre sistemas no período chuvoso, com maior emissão em SSP, está relacionada à fatores nutricionais e ambientais. Embora o manejo nutricional dos animais tenha sido o mesmo em ambos os sistemas (manejo extensivo), a diferença na composição da forragem entre SSP e Mono, principalmente com maior teor de N, também relatado por Paciullo et al. (2007) e Lopes et al. (2017), trabalhando no mesmo sistema avaliado neste estudo, pode ter alterado a composição das fezes dos animais mantidos em cada um dos sistemas. Segundo Jarvis et al. (1995), existe forte correlação entre emissão de CH₄ e relação C/N das fezes. Pelster et al. (2016) encontraram correlação negativa entre emissão de CH₄ e relação C/N das fezes, corroborando com Lodman et al. (1993) e Jarvis et al. (1995), que concluíram que a qualidade da dieta, especialmente o teor de N, influencia a natureza do material excretado pelos animais, especialmente dos sólidos voláteis, e em sistemas mais intensivos a melhoria da dieta acarreta em maiores emissões. Embora não tenha sido quantificada, a relação C/N das fezes referente ao SSP provavelmente foi menor que das fezes em Mono, o que pode ter causado a superioridade no FE em SSP em relação ao Mono no período chuvoso. Além disso, as fezes depositadas em SSP visualmente

permaneciam úmidas por mais tempo, ao passo que as temperaturas mais elevadas em Mono, parecem ter secado o bolo fecal mais rapidamente e formado uma crosta, que limitou a emissão de CH₄, conforme relatado por Yamulki et al. (1999).

Se considerarmos o teor de sólidos voláteis nas fezes e uma produção fecal de 10 kg de fezes frescas por animal por dia, conforme estimado por Orr et al. (2012) e observado por Mazzeto et al. (2014) em condições similares a deste trabalho, chegaríamos em um fator de emissão anual médio de 0,09 kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹, em SSP e 0,05 kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ em Mono, próximo ao FE de 0,1 e 0,06 kg CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ encontrado em clima tropical por Mazzeto et al. (2014) no verão e inverno respectivamente, e bem abaixo do FE de 1 kg de CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ considerado pelo IPCC (Tier 1). Por outro lado, Cardoso et al. (2016) calcularam um FE de 0,95 kg de CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ em estudo conduzido no estado do Rio de Janeiro, porém nestes cálculos foi considerada uma excreção diária de 24 kg de fezes por animal. Se considerarmos essa mesma excreção diária, o FE estimado seria de 0,21 kg de CH₄ cabeça⁻¹ ano⁻¹ em SSP e 0,13 em Mono, o que demonstra a grande variabilidade nos fatores de emissão encontrados em diferentes regiões e sob diferentes condições, bem como a necessidade de gerar fatores que representem com acurácia as emissões locais.

7.3. Emissões de NH₃

O padrão de perdas de N por volatilização de NH₃, observado neste trabalho, tanto em SSP quanto em Mono, revelou maiores perdas na urina ocorrendo logo após a aplicação e perdas nas fezes acontecendo de forma mais tardia, com exceção das fezes aplicadas em Mono no período chuvoso. Este padrão está de acordo com os estudos de Lockyer e Whitehead (1990) que verificaram 70% da volatilização a partir da urina ocorrendo nos primeiros 4 dias e Lessa et al. (2014) que verificaram 80% das perdas de N na forma de NH₃ ocorrendo nos dois primeiros dias após a aplicação, e perdas a partir das fezes aumentando até o quarto dia. Esse comportamento pode ser explicado pela alta concentração de NH₄⁺ no solo resultante da rápida hidrólise da ureia contida na urina depositada (Sherlock e Goh, 1985). A hidrólise da ureia provoca então uma elevação no pH do solo, favorecendo as perdas por volatilização de NH₃, e a medida que vai ocorrendo a conversão do NH₄⁺ em NH₃, há uma redução no pH do solo (Laubach et al., 2013), justificando o rápido decréscimo observado nas taxas de volatilização. Possivelmente a elevação do pH do solo na área tratada com fezes se deu de forma mais lenta, fazendo que as perdas por essa via fossem mais tardias.

O percentual de N perdido por volatilização de NH_3 encontrado neste trabalho está de acordo com a faixa de variação encontrada na literatura. Saarijrv (2006) em estudo conduzido na Nova Zelândia encontrou perdas por volatilização próximo de 18% e 1,5% do N aplicado na forma de urina e fezes respectivamente, enquanto Lessa et al. (2014) em condições semelhantes à do presente estudo encontrou perda por volatilização de 23,6% e 2,5% do N aplicado no período chuvoso e 20,8% e 4,6% no período seco para urina e fezes respectivamente.

As perdas via urina significativamente maiores que via fezes verificadas nos dois períodos em Mono podem ser atribuídas a maior recalcitrância do N presente nas fezes, conforme discutido para as emissões de N_2O e concluído por Lessa et al. (2014). Laubach et al. (2013) em experimento conduzido na Nova Zelândia, também verificaram 88% das perdas por volatilização ocorrendo na urina e 12% nas fezes, corroborando com este trabalho. Petersen et al. (1998) atribuiu a menor volatilização de NH_3 nas fezes à formação de uma crosta na superfície do bolo fecal que limita a difusão do gás. Como nas condições do presente estudo a temperatura foi elevada ao longo de todo o ano e não houve precipitação imediatamente após a deposição das excretas em nenhum dos dois períodos, foi possível perceber rápida formação de crosta no bolo fecal e essa explicação parece plausível. Já Mulvaney et al. (2008) afirmaram que a baixa volatilização de NH_3 nas fezes é devido à combinação de fenômenos químicos, físicos e biológicos, como por exemplo a lenta elevação do pH, formação de crosta e lenta disponibilização de N no solo. Em SSP embora tenha havido maior volatilização a partir da urina no período chuvoso, essa diferença não foi significativa, provavelmente pelo fato de que as perdas foram baixas para ambos os tipos de excretas.

Dentre os fatores climáticos que afetam a transferência do gás NH_3 da solução do solo para a atmosfera estão a temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento, com maiores perdas por volatilização em condições de elevada temperatura, baixa umidade relativa do ar e maior velocidade do vento (Terman, 1979; Saggar et al., 2004). Logo, a diferença sazonal nos fluxos de NH_3 para a atmosfera tanto nas fezes em SSP, quanto na urina em Mono, com volatilização significativamente superior no período seco, pode ser explicada pela menor umidade relativa do ar e maior velocidade do vento durante o período seco, que favoreceram a difusão do gás para a atmosfera. Embora a temperatura do ar e do solo, bem com a umidade do solo tenham sido mais baixas durante o período seco, as mesmas não se encontravam em condições limitantes, e provavelmente não influenciaram as perdas por volatilização. De acordo com Saggar et al. (2004) a umidade

do solo no momento da aplicação de excretas tem pouco efeito na volatilização de NH_3 , a menos que a umidade seja muito baixa, a ponto de inibir a atividade da urease, indicando que a umidade do solo também pouco afetou as perdas.

Os principais fatores que controlam a volatilização de NH_3 em solos sob pastagens são pH, umidade do solo, textura do solo, capacidade de troca catiônica, temperatura e velocidade do vento (Bolan et al., 2004; Saggar et al., 2004). Como as propriedades do solo pouco se diferem entre os sistemas, a diferença significativa entre sistemas na área tratada com urina durante o período seco, bem como a tendência verificada durante o período chuvoso, com maior volatilização em Mono pode ser explicada por diferenças no microclima entre os dois sistemas. Em SSP, a presença do componente arbóreo pode ter funcionado como quebra-vento, reduzindo a velocidade do ar no sistema devido ao bloqueio criado pelas árvores. Associado a isso, outra possível explicação é o fato de que a camada de serapilheira que recobre o solo em SSP dificultou o efeito de remoção da NH_3 acumulada no solo pelo vento, resultando em menores perdas por volatilização.

8. CONCLUSÕES

As emissões de N_2O , CH_4 e NH_3 são influenciadas pelo sistema de uso do solo, tipo de excreta e estação do ano, com a aplicação de urina contribuindo principalmente com o aumento dos fluxos de N_2O e a aplicação de fezes levando à um aumento nos fluxos de CH_4 . De forma geral, as emissões de N_2O e CH_4 a partir de excretas bovinas são maiores em sistema silvipastoril e no período chuvoso do ano, enquanto a emissão de NH_3 é favorecida em sistema de monocultivo e no período seco. Porém, o fator de emissão de N_2O , CH_4 e NH_3 em ambos os sistemas, e nessas condições de estudo, são bem inferiores ao estimado pelo IPCC em nível global. Portanto, mais estudos são necessários para melhor entendimento do uso de sistemas integrados como alternativa para mitigação da emissão de GEE e conhecimento da real participação da pecuária no aquecimento global.

9. REFERÊNCIAS

- ALVES, B. J. R.; SANTOS, J. C. F.; URQUIAGA, S. et al. Métodos de Determinação do Nitrogênio Em Solo e Planta. In: Araújo, R. S.; Hungria, M. (Org.). **Manual de Métodos Empregados em Estudos de Microbiologia Agrícola**. Brasília, 1994, p. 449-469.
- ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A. et al. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soil. **Soil Biology & Biochemistry**. 46 (2) p 12-19, 2012.
- ANDRADE, E.J., BROOK, R., IBRAIHM, M. Growth, production and carbon sequestration of silvopastoral systems with native timber species in the dry lowlands of Costa Rica. **Plant and Soil**, v.30, p.11-22, 2008.
- ARAÚJO, E. S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M. et al. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.44, n.7, p.769-776, 2009.
- BARNEZE, A. S.; MAZZETTO, A. M.; ZANI, C. F. et al. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 92, p. 394-397, 2014.
- BARTHELMIE, R. J. AND PRYOR, S. C.: Implications of ammonia emissions for fine aerosol formation and visibility impairment: A case study from the Lower Fraser Valley, British Columbia, **Atmospheric Environment**, 32, 345–352, 1998.
- BOBBINK, R., BOXMAN, D., FREMSTAD, E. et al. Critical loads for nitrogen eutrophication of terrestrial and wetland ecosystems based upon changes in vegetation and fauna, in: Critical loads for nitrogen, **Report to the Nordic Council of Ministers**, edited by: Grennfelt, P. and Thornel of, E.,111–159, Copenhagen, Denmark, 1992.
- BODDEY, R.M.; XAVIER, D.F.; ALVES, B.J.R. et al. Brazilian agriculture: the transition to sustainability. **Journal of Crop Production**, v.9, p.593-621, 2003.

- BOLAN, N.S., SAGGAR, S., LUO, J. et al. 2004. Gaseous emissions of nitrogen from grazed pastures: processes, measurements and modelling, environmental implications and mitigation. **Advances in Agronomy** 84, 37–120.
- BOUWMAN A. F.; LEE D. S.; ASMAN W. A. H. et al. A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v.11, p. 561–587, 1997.
- BUTTERBACH-BAHL, K., BAGGS, E.M., DANNENMANN, M. et al. 2013. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions Royal Society B: Biological Science**. 368, 20130122.
- CARDOSO, A. N.; SAMINEZ, T. C.; VARGAS, M. A. Fluxo de Gases de Efeito Estufa na Interface Solo/Atmosfera em Solos de Cerrado. **Boletim Pesquisa Desenvolvimento**. Embrapa Cerrados, Planaltina, n. 17, p. 1-3. 2001.
- CARDOSO, A. S. **Avaliação das emissões de gases de efeito estufa em diferentes cenários de intensificação de uso das pastagens no Brasil central** 84f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2012.
- CARDOSO, A. S., BRITO, L. Z., JANUSCKIEWICZ, E.R. et al. Impact of Grazing Intensity and Seasons on Greenhouse Gas Emissions in Tropical Grassland. **Ecosystems**, [s.l.], p.1-15, 7 dez. 2016. Springer Nature.
- CARDOSO, AS.; BERNDT, A.; LEYTEM, A. et al. Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. **Agricultural Systems**, [s.l.], v. 143, p.86-96, mar. 2016. Elsevier BV.
- CARDOSO, A.S., ALVES, B.J.R., URQUIAGA, S. et al. 2016. Effect of volume of urine and mass of feces on N₂O and CH₄ emissions of dairy cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science**.

- CARTER, M S. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emissions from urine patches. **Soil Biology & Biochemistry**, n. 39, p. 2091–2102, 2007.
- CARVALHO, M.M.; XAVIER, D.F.; ALVIM, M.J. Uso de leguminosas arbóreas na recuperação e sustentabilidade de pastagens cultivadas. In: CARVALHO, M.M.; ALVIM, M.J.; CARNEIRO, J. da C. (Ed.). **Sistemas agroflorestais pecuários: opções de sustentabilidade para áreas tropicais e subtropicais**. Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite; Brasília: FAO, 2001. p.189-204.
- CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M. V. et al. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 66, n. 6, p. 831-843, 2009.
- CHIAVEGATO, M.B., POWERS, W.J., CARMICHAEL, D. et al. 2015. Pasture-derived greenhouse gas emissions in cow-calf production systems. **Journal of Animal Science** 93(1350):54.
- CHIZZOTTI, M.L.; PEREIRA, L.G.R.; CHIZZOTTI, F.H.M. et al. **Uso da nutrição para redução na geração de metano: Eficiência no uso da energia para ruminantes x meio ambiente**. In: II simpósio brasileiro de produção de ruminantes no cerrado. **Anais...** Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia, 2012.
- COSTA, A. C. S., FERREIRA, J. C., SEIDEL, E. P. et al. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos Argilosos tratados com ureia. **Acta Scientiarum Agronomy**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 467- 473, 2004.
- COSTA, A. R. **Perdas gasosas de nitrogênio e atributos microbiológicos do solo em pastagens após aplicação de urina e fezes de bovinos**. Brasília: Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2015, 92 p. Tese de Doutorado.
- DENGEL, S. LEVY, P.E., GRACE, J. et al. 2011. Methane emissions from sheep pasture, measured with an open-path eddy covariance system. **Global Change Biology** 17:3524–33.

- DIAS, P.F.; SOUTO, S.M.; RESENDE, A.S. et al. Influência da projeção das copas de espécies de leguminosas arbóreas nas características químicas do solo. **Pasturas Tropicales**, v.28, p.8-17. 2006.
- DIXON, R.K, WINJUM, J.K, SCHROEDER, P.E. Conservation and sequestration of carbon: the potential of forest and agro-forest management practices. **Global Environmental Changes**. V. 2, p.159–173, 1993.
- DOBBIE, K. E., MCTAGGART, I. P., SMITH, K.A. 1999. Nitrous oxide emission from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research** 104:26891–9.
- DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. **European Journal of Soil Science**, n. 52, p. 667-673, 2001.
- DUTAUR, L., VERCHOT, L.V., 2007. A global inventory of the soil CH₄ sink. **Global Biogeochemical Cycles** 21 (n/a).
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro). **Manual de métodos de análise de solo**. 2^a ed. SPI, Brasília, 212 p., 1997.
- FAN, A. H.; LI, Y. C.; ALVA, A. K. Effects of temperature and soil type on ammonia volatilization from slow release nitrogen fertilizers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 42, n.10, p. 1111-1122, 2011.
- FERREIRA, E.; SCHOFIELD, H.; URQUIAGA, S. et al. Perdas potenciais de nitrogênio através das fezes e da urina do gado bovino no Brasil. **Revista Científica do Centro Universitário de Barra Mansa**, Barra Mansa, v. 4, n. 8, p. 4-15, 2002.
- FIRESTONE, M. K; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O., SCHIMEL, D.S. (eds.). **Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**, New York, John Wiley and Sons, p. 7–21, 1989.

- FOWLER, D., PILEGAARD, K., SUTTON, M.A. et al. 2009. Atmospheric composition change: ecosystems-Atmosphere interactions. **Atmospheric Environment** 43(33), 5193–5267.
- FRANZLUEBBERS, A. J. et al. Greenhouse gas emissions in an agroforestry system of the southeastern USA. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s.l.], p.1-16, 8 nov. 2016. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-016-9809-7>.
- GAO, B., JU, X., SU, F. et al. 2014. Nitrous oxide and methane emissions from optimized and alternative cereal cropping systems on the North China Plain: a two-year field study. **Science of the Total Environment** 472, 112–124.
- GONZÁLEZ-AVALOS, E. E RUIZ-SUÁREZ, L.G. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. **Bioresource Technology**. v. 80:1, p.63-71, 2001.
- GRANLI T. AND BØCKMAN O.C. 1994. Nitrous oxide from agriculture. **Norwegian Journal Agricultural Sciences**, Suppl. 12: 7–128.
- GUNDERSEN, P., CHRISTIANSEN, J.R., ALBERTI, G. et al. 2012a. The response of methane and nitrous oxide fluxes to forest change in Europe. **Biogeosciences** 9, 3999–4012.
- GUNDERSEN, P., CHRISTIANSEN, J.R., FREDERIKSEN, P. et al. 2012b. Influence of hydromorphic soil conditions on greenhouse gas emissions and soil carbon stocks in a Danish temperate forest. **Forest Ecology and Management**. 284, 185–195.
- HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P.H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, 49, 119-199. 1993.
- HOLTER, P., 1997. Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. **Soil Biology and Biochemistry** 29, 31e37.
- HUTSCK, B. W. Methane oxidation, nitrification, and counts of methanotrophic bacteria in soils from a long-term fertilization experiment (“Ewiger Roggenbau” at Halle). **Journal of Plant Nutrition**, New York, v. 164, p. 21-28, 2001.

- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário**. Rio de Janeiro, 2010.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Efetivos dos rebanhos – Brasil. **Produção da Pecuária Municipal**, Rio de Janeiro, v. 44, p. 1-51, 2016.
- IBGE. **Censo Agropecuário 2006**, Brasil, Grandes Regiões e Unidades da Federação. Rio de Janeiro, Fundação IBGE, p. 1-777, 2006.
- IBRAHIM, M., CHACÓN, M., CUARTAS, C. Almacenamiento de carbono en el suelo y la biomasa arbórea en sistemas de usos de la tierra en paisajes ganaderos de Colombia, Costa Rica y Nicaragua. **Agroforestería en las Américas**, n.45, 2007.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC), 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. **Greenhouse Gas Inventory Reference Manual**, 4. Intergovernmental Panel on Climate Change, Available at: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE [IPCC]. United Nations Environment Programmers. Assessment report 4; **Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. IPCC, Geneva, CH. 2007^a
- IPCC, 1997. **Greenhouse Gas Inventories**. Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Disponível em <www.ipcc.ch> Acesso em 03/03/2010
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. **Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.
- IPCC, 2014: Climate Change 2014: Synthesis Report. **Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp.

- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2013: **The Physical Science Basis**. 2013. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>>.
- JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 82, n.2, p. 161-173, 2008
- JARVIS SC, LOVELL RD, PANAYIDES R (1995) Patterns of methane emissions from excreta of grazing cattle. **Soil Biology Biochemistry** 27: 1581–1588.
- JARVIS, S. C.; HATCH, D. J.; ROBERTS, S. The effects of grassland management in nitrogen losses from grazed sward through ammonia volatilization; the relationship to excretal N returns from cattle. **Journal of Agricultural Science Cambridge**, n. 112, p. 205-216, 1989.
- KEPHART, K.D.; BUXTON, D.R. Forage quality responses of C₃ and C₄ perennial grasses to shade. **Crop Science**, v.33, n.4, p.831-837, 1993.
- KLEIN, C. A. M; ECKARD, R. J & VAN DER WEERDEN, T. J. **Nitrous Oxide Emissions in the Livestock Agriculture: Estimation and Mitigation**. In: Nitrous Oxide and Climate Change. Edited by Keith Smith. Earthscan. 2010.
- KLUMPP, K., BLOOR, J.M.G., AMBUS, P. et al. 2011. Effects of clover density on N₂O emissions and plant-soil N transfers in a fertilized upland pasture. **Plant Soil** 343:97–107.
- LAUBACH, J., TAGHIZADEH-TOOSI, A., GIBBS, S. J. et al. Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture. **Biogeosciences**, [s.l.], v. 10, n. 1, p.327-338, 23 jan. 2013. Copernicus GmbH.
- LAUBACH, J., TAGHIZADEH-TOOSI, A., SHERLOCK, R. R. et al. Measuring and modelling ammonia emissions from a regular pattern of cattle urine patches, **Agricultural and Forest Meteorology**, 156, 1–17, 2012.
- LEME, T.M.S.P., PIRES, M.F.A., VERNEQUE, R.S. et al. Comportamento de vacas mestiças Holandês x Zebu, em pastagem de *Brachiaria decumbens* em sistema silvipastoril. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, p.668-675, 2005.

- LESSA, A. C. R. **Emissão de óxido nitroso e volatilização de amônia de urina e fezes bovina em pastagens**. 2011. 44f. Dissertação (Mestrado em Agronomia, Ciência do Solo) Instituto de Agronomia, Departamento de Solos, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.
- LESSA, A. C. R., MADARI B. E., PAREDES D. S. et al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s.l.], v. 190, p.104-111, jun. 2014. Elsevier BV.
- LESSA, A. C. R.; LENGGRUBER, J. A.; URQUIAGA, S. et al. **Emissão de óxido nitroso de fezes e urina bovina**. In: XVIII Reunião Brasileira de Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas – FertBio, Londrina – PR, **Anais...**, 2008. CD-ROOM
- LOCKYER, D.R., WHITEHEAD, D.C., 1990. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. **Soil Biology Biochemistry**. 22, 1137–1142.
- LODMAN, D.W., BRANINE, M.E., CARMEAN, B.R. et al. 1993. Estimates of methane emissions from manure of U.S. cattle. **Chemosphere** 26, 189 e199.
- LOPES, C.M., PACIULLO D.S.C., ARAÚJO S.A.C., GOMIDE C.A.M., MORENZ M.J.F., VILLELA S.D.J. Massa de forragem, composição morfológica e valor nutritivo de capim-braquiária submetido a níveis de sombreamento e fertilização. **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia**. [online]. 2017, vol.69, n.1, pp.225-233. ISSN 1678-4162. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-4162-9201>.
- LUDWIG, J., MEIXNER, F.X., VOGEL, B. et al. 2001. Soil-air exchange of nitric oxide: an overview of processes, environmental factors, and modeling studies. **Biogeochemistry** 52, 225–257.
- LUO, J.; LINDSEY, S. B.; LEDGARD, S. F. Nitrous oxide emissions from animal urine application on a New Zealand pasture. **Biology Fertility of Soils**, n. 44, p. 463–470, 2008.

- MATHEWS, B. W.; SOLLENBERGER, L. E. Grazing systems and spatial distribution of nutrients in pastures: soil considerations. In: JOOST, R.; ROBERTS, C. A. **Nutrient Cycling in Forage Systems**. Columbia, p. 213-229, 1996.
- MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J. et al. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 76, p. 242–248, 2014.
- MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J. et al. Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 101, p. 83-92, 2015.
- McALLISTER, T. A.; OKINE, E. K.; MATHISON, G. W. et al. Dietary, environmental and microbiological aspects of methane production in ruminants. **Canadian Journal of Animal Science** 76: 231-243. 1996.
- METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E. et al. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, 141:78-88, 2007.
- MIKOLA, J., SETÄLÄ, H., VIRKAJÄRVI, P. et al. (2009) Defoliation and Patchy Nutrient Return Drive Grazing Effects on Plant and Soil Properties in a Dairy Cow Pasture. **Ecological Monographs**, 79, 221-224.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES (MCTIC), 2016. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. In: Relatório da Secretaria de Políticas e Programas de Pesquisa e Desenvolvimento—SEPED do Ministério de Ciencia, Tecnologia e Inovação. Governo Federal do Brasil, Brasília.
- MONTAGNINI, F., NAIR, P.K.R. Carbon sequestration: An under exploited environmental benefit of agroforestry systems. **Agroforestry Systems**, v.61, p.281–295, 2004.

- MORI, A. HOJITO, M. Methane and nitrous oxide emissions due to excreta returns from grazing cattle in Nasu, Japan. **Grassland Science**, [s.l.], v. 61, n. 2, p.109-120, 17 fev. 2015. Wiley-Blackwell.
- MOSIER, A. R. Chamber and isotope techniques. In: ANDREAE, M.O. & SCHIMEL, D.S., ed. **Exchange of traces gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere**: report of the Dahlem Workshop. Berlin, Wiley, p.175-187,1989.
- MOSIER, A. R., DELGADO, J. A., COCHRAN, V. L. et al. Impact of agriculture on soil consumption of atmospheric CH₄ and a comparison of CH₄ and N₂O flux in subarctic, temperate and tropical grasslands, **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 49,71–83, 1997.
- MOSIER, A. R.; SCHIMEL, D.; VALENTINE, D. et al. Methane and nitrous oxide fertilized and cultivated grasslands. **Nature**, Londres, v. 350, p. 330-332, 1991.
- MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT L. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability** vol 6, p. 11–49, 2004.
- MULVANEY, M.J., CUMMINS, K.A., WOOD, C.W. et al. 2008. Ammonia emissions from field simulated cattle defecation and urination. **Journal of Environmental Quality** 37, 2022-2017.
- NAIR, P. K. R. Carbon sequestration studies in agroforestry systems: a reality-check. **Agroforestry Systems**, September, 2011.
- NKRUMAH, J. D., OKINE, E. K., MATHISON, G. W. et al. Relationships of feedlot feed efficiency, performance, and feeding behavior with metabolic rate, methane production, and energy partitioning in beef cattle. **Journal of Animal Science** 84: 145-153. 2006.
- OENEMA, O.; VELTHOF, G.L.; YARNULK S. I. et al. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management** 13, 288-295. 1997.

- ORR, R.J., GRIFFITH, B.A., CHAMPION, R.A. et al. 2012. Defaecation and urination behaviour in beef cattle grazing semi-natural grassland. **Applied Animal Behaviour Science** 139, 18e25.
- PACIULLO, D. S. C.; GOMIDE, C. A. M.; MULLER, M. D. et al. **Potencial de produção e utilização de forragem em sistemas silvipastoris**. In: simpósio de pecuária integrada: intensificação da produção animal em pastagens. 1º. 2014, **Anais**. Brasília. Embrapa, 2014. p. 51-82.
- PACIULLO, D. S. C.; PEREIRA, L. G.; MULLER, M. **Uso de sistemas agrossilvipastoris para mitigação de gases de efeito estufa**. In: MACEDO JR., G.; SANTOS, M.; BARBERO, L. et al. (Org.). Simposio Brasileiro de Produção de Ruminantes no Cerrado: Sustentabilidade do Sistema Produtivo. 1 ed. Uberlândia: UFU, 2012, v. 1, p. 11-28
- PACIULLO, D.S.C.; CARVALHO, C.A.B.; AROEIRA, L.J.M. et al. Morfofisiologia e valor nutritivo do capim-braquiária sob sombreamento natural e a sol pleno. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.42, n.04, 2007.
- PARKIN, T.; MOSIER, A.; SMITH, J. et al. Chamber-based trace gas flux measurement protocol. **USDA-ARS GRACE net**, 2003.
- PAVEI, M. A. **Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases do efeito estufa em sistemas de manejo do solo em Ponta Grossa (PR)**, 2005. 114p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-Graduação em ecologia de agroecossistemas, Escola superior de agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba- SP, 2005.
- PELSTER, D.E.; GISORE, B.; KOSKE, J.K. et al. Methane and Nitrous Oxide Emissions from Cattle Excreta on an East African Grassland. **Journal of Environment Quality**, [s.l.], v. 45, n. 5, p.1531-1540, 2016. American Society of Agronomy.
- PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G.; AAES, O. et al. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. **Atmospheric Environment**, v. 32, n.3, p. 295-300, 1998.

- PILEGAARD, K., SKIBA, U., AMBUS, P. et al. 2006. Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O). **Biogeosciences** 3,651–661.
- PISANTE, M.; STAGNARI, F.; ACUTIS, M. et al. Conservation agriculture and climate change. In: farooq, m.; siddique, k. h. m. **Conservation Agriculture**, Springer International Publishing, 2015. Cap 5, p. 579-620. DOI: 10.1007/978-3-319-11620-4_22.
- RIBASKI, J., MONTOYA, L.J.V. **Sistema silvipastoris desenvolvidos na região Sul do Brasil: a experiência da Embrapa Florestas**. In: simpósio internacional: sistemas agroflorestais pecuários na américa do sul, 2000, Juiz de Fora. **Anais...** Juiz de Fora: Embrapa Gado de Leite/FAO, 2000. I CD ROM.
- ROBERTSON, G. P. AND P. M. GROFFMAN. 2015. Nitrogen transformations. Pages 421-446 in E. A. Paul, editor. **Soil microbiology, ecology and biochemistry**. Fourth edition. Academic Press, Burlington, Massachusetts, USA.
- ROBERTSON, G. P. GROFFMAN, P. M. Nitrogen Transformations. IN: ELDOR, A. P. **Soil microbiology e ecology and biochemistry**. 3. ed., Elsevier, USA. 2007.
- ROCHETTE, P., CHANTIGNY, M.H., ZIADI, N. et al. 2014. Soil Nitrous Oxide emissions after deposition of dairy cow excreta in Eastern Canada. **Journal of Environmental Quality** 43:829–41.
- RYDEN, J. C., WHITEHEAD, D. C., LOCKYER, D. R. et al. Ammonia emission from grassland and livestock production systems in the UK, **Environmental Pollution**, 48, 173–184, 1987.
- SAARJIARVI, K.; MATTILA, P. K.; VIRKAJARVI, P. et al. Ammonia volatilization from artificial dung and urine patches measured by the equilibrium concentration technique (JTI method). **Atmospheric Environment**, n. 40, p. 5137-5145, 2006.
- SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; BHANDRAL, R. et al. Review of emissions of methane, ammonia and nitrous oxide from animal excreta deposition a farm effluent

- application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 47, n. 4, p. 513-544, 2004.
- SAMARAKOON, S.P.; WILSON, J.R.; SHELTON, H.M. Growth, morphology and nutritive value of shaded *Stenotaphrum secundatum*, *Axonopus compressus* and *Pennisetum clandestinum*. **Journal of Agricultural Science**, v. 114, p. 161-169, 1990a.
- SCHINDLBACHER, A., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S., BUTTERBACH-BAHL, K., 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils. **Journal of Geophysical Research D: Atmospheres**. 109 (D17).
- SENBAYRAM, M., R. CHEN, A. BUDAI, L. et al. 2012. N₂O emission and the N₂O/(N₂O+N₂) product ratio of denitrification as controlled by available carbon substrates and nitrate concentrations. **Agriculture, Ecosystems and Environment**. 147:4–12.
- SHERLOCK, R. R. AND GOH, K. M.: Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture. II. Theoretical derivation of a simplified model, **Fertilizer Research Journal**, 6, 3–22, 1985.
- SHERLOCK, R.R., DE KLEIN, C.A.M., LI, Z., 2003. Determination of N₂O and CH₄ Emission Factors from Animal Excreta, Following a Summer Application in 3 Regions of New Zealand. A Final Report of an Nzo net Study Prepared for the Ministry of Agriculture and Forestry, New Zealand, p. 27.
- SILVA, R.M.N., VALADARES, R.F.D., VALADARES FILHO, S.C. et al. 2001. Ureia para vacas em lactação. 2. Estimativas do volume urinário, da produção microbiana e da excreção de ureia. **Revista Brasileira de Zootecnia** 30, 1948-1957.
- SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F. et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, 54:779–791, 2003.

- SOLOMON, S., D. QIN, M. MANNING, R. B. et al. In: *Climate Change 2007: The Physical Science Bases. Contributions of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S., D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K. B. Averyt, M. Tignor and H.L. Miller (eds)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2007.
- SOMMER, S. G. AND SHERLOCK, R. R.: pH and buffer component dynamics in the surface layers of animal slurries, **Journal of Agricultural Science**, Cambridge, 127, 109–116, 1996.
- SORDI, A., DIECKOW, J., BAYER, C. et al. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [s.l.], v. 190, p.94-103, jun. 2014. Elsevier BV.
- SUGIMOTO, Y., BALL, P. R., AND THEOBALD, P. W.: Dynamics of nitrogen in cattle dung on pasture, under different seasonal conditions. 1. Breakdown of dung and volatilization of ammonia, **Journal of the Japanese Society of Grassland Science**, 38, 160–166, 1992.
- TERMAN, G. L. Volatilization losses of nitrogen as ammonia from surface applied fertilizers, organic amendments and crop residues. **Advances in Agronomy**, v. 13, p. 189-223, 1979.
- VAN DER EERDEN, L. J. M.: Toxicity of ammonia to plants, **Agriculture and Environment**, 7, 223–235, 1982.
- VAN VUUREN, A. M.; MEIJS J.A. C. Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In: **Animal Manure on Grassland and Fodder Crops** (H.G. van der Meer, T.A. van Dijk, G.C. Ennik Ed.), pp. 17-25. Martinus Nijhof Publishers, Dordrecht, The Netherlands. 1987.
- VERBURG, P.H.; VELDKAMP, A.; ROUSEVELL, M. D. A. Scenario-based studies of future land use in Europe. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 114, p. 1-6., 2006.

- VERCHOT, L. V., DAVIDSON, E. A., CATTANIO, J. H. et al. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soil of eastern Amazonia. **Ecosystems** 3, 41-56. 2000
- VERHAGEN, F.J.M., HAGEMAN, P.E.J., WOLDENDORP, J.W. et al. (1994) Competition for Ammonium between Nitrifying Bacteria and Plant Roots in Soil in Pots: Effects of Grazing by Flagellates and Fertilization. **Soil Biology and Biochemistry**, 26, 89-96.
- WILLIAMS, D.J., 1993. Methane emissions from manure of free-range dairy cows. **Chemosphere** 26, 179e187.
- WILSON, J.R. Influence of planting four tree species on the yield and soil water status of green panic pasture in subhumid south-east Queensland. **Tropical Grassland**, v.32, p.209-220, 1998.
- XAVIER, D. F., LÉDO, F. J. S., PACIULLO, D. S. C. et al. Dinâmica da serapilheira em pastagens de braquiária em sistema silvipastoril e monocultura. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1214-1219. 2011.
- XU, H.; CAI, Z. C.; TSURUTA, H. Soil moisture between rice-growing seasons affects methane emission, production, and oxidation. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 67, p. 1147-1157, 2003.
- YAMULKI, S., JARVIS, S.C., OWEN, P., 1999. Methane emission and uptake from soils as influenced by excreta deposition from grazing animals. **Journal of Environment Quality** 28, 676e682.
- YANG, S. S.; CHANG, H. L. Methane emission from paddy fields in Taiwan. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 33, p. 157-165, 2001
- ZHANG LH, HOU LY, LAANBROEK HJ et al. 2015. Effects of Mowing Heights on N₂O Emission from Temperate Grasslands in Inner Mongolia, Northern China. **American Journal of Climate Change** 4:397–407