

UFRRJ
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO

DISSERTAÇÃO

**Emissão de Óxido Nitroso e Volatilização de Amônia
de Urina e Fezes Bovinas em Pastagens**

Ana Carolina da Rocha Lessa

2011



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
CIÊNCIA DO SOLO**

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO E VOLATILIZAÇÃO DE AMÔNIA DE
URINA E FEZES BOVINA EM PASTAGENS**

ANA CAROLINA DA ROCHA LESSA

Sob a Orientação do Professor
Bruno José Rodrigues Alves

e Co-Orientação do Professor
Segundo Urquiaga

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**, no curso de Pós-Graduação em Agronomia, Área de Concentração Ciência do Solo.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2011

363.73874

L638e

T

Lessa, Ana Carolina da Rocha, 1986-

Emissão de óxido nitroso e volatilização de amônia de urina e fezes bovina em pastagens / Ana Carolina da Rocha Lessa – 2011.

58 f.: il.

Orientador: Bruno José Rodrigues Alves.

Dissertação(mestrado) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Curso de Pós-Graduação em Agronomia.

Bibliografia: f. 39-44.

1. Gases estufa - Medição – Teses. 2. Bovino - Criação – Teses. 3. Pastagens – Teses. 4. Urina – Teses. 5. Fezes – Teses. I. Alves, Bruno José Rodrigues, 1966-. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Curso de Pós-Graduação em Agronomia. III. Título.

É permitida a cópia parcial ou total desta dissertação, desde que seja citada a fonte.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA – CIÊNCIA DO SOLO

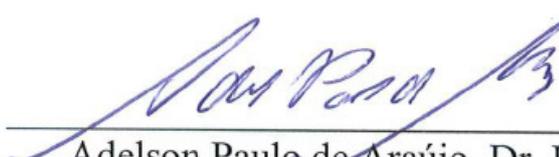
ANA CAROLINA DA ROCHA LESSA

Dissertação submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciências**,
no Curso de Pós-Graduação em Agronomia, área de Concentração em Ciência do Solo.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 28/02/2011



Bruno José Rodrigues Alves Dr. Embrapa Agrobiologia
Orientador



Adelson Paulo de Araújo. Dr. UFRRJ



Beata Eموke Madari. Ph.D Embrapa Arroz e Feijão

*“Lembra que o Senhor uma vez nos falou
Sobre a promessa de um dia colher?
O fruto que hoje temos nas mãos
É o que nos fazia sonhar.
Com muito trabalho e guardando a visão,
As vezes chorando mas sempre com fé.
Valeu a pena esperar no Senhor que mais uma vez foi fiel!
A nossa boca se encheu de alegria
E a nossa língua de júbilo.
Em toda a terra um canto se ouvia
Grandes coisas fez o Senhor.
A nossa boca se encheu de alegria
E a nossa língua de júbilo.
A nossa colheita tem sido abundante
Cumpriu-se a palavra de Deus.”*

(Cântico da Colheita - Carlos Gouveia & Edson Feitosa)

DEDICATÓRIA

Aos meus amados pais, Elizeu e Maria, e irmãos, Alexandre, Adriano e Fernanda. Meus grandes exemplos, incentivadores, fundamentais para que hoje eu chegasse até aqui. Amo vocês incondicionalmente!

AGRADECIMENTOS

A Deus por mais uma vitória. Porque por meio Dele e para Ele são todas as coisas!

Aos meus amados pais Elizeu e Maria pelo amor incondicional e por sempre estarem ao meu lado. Meus irmãos e grandes exemplos Alexandre, Adriano e Fernanda, minhas cunhadas Rosana e Flávia, meu cunhado Pablo e meus sobrinhos Henrique, Isabel, Maitê, Tito, Raul e Malu, por todo apoio e incentivo. Amo vocês!

A toda minha GRANDE família, meus tios e tias, primos e primas.

À minha grande amiga Débora, por estar sempre presente e pela ajuda de sempre. Você foi fundamental na minha caminhada!

Aos meus amigos de sempre, Natália, Clarisse, Gabi, Carlinha, Luana, Tamiris, Tochinha, Israel, Dudu, João Paulo, Conrado, Bruno, Estêvão, Carlinhos, Ricardo, dentre outros que de uma forma ou de outra sempre estiveram ao meu lado.

À minha amada igreja, Primeira Igreja Presbiteriana de Nilópolis, que sempre me sustentou em oração.

Ao meu orientador Dr. Bruno José Rodrigues Alves por tornar possível esse trabalho, pelos grandes ensinamentos e palavras de incentivo. Agradeço também ao Dr. Segundo Urquiaga, Dr. Robert Boddey, Dr.^a Cláudia Jantalia, Dr.^a Beata Madari e Dr. Pedro Machado que colaboraram para realização desse trabalho.

Aos professores do Curso de Pós-graduação em Agronomia - Ciência do Solo da UFRRJ pelos ensinamentos e aos amigos de turma pelos agradáveis momentos juntos.

Aos amigos da Embrapa Agrobiologia, em especial ao Butke, Seleno e Éric, e Embrapa Arroz e Feijão pela ajuda nos experimentos e pelo apoio, muito obrigada, principalmente aos funcionários do campo que mesmo fazendo muito sol ou caindo muita chuva estavam lá pra me ajudar!

Aos amigos que fiz em Goiás, Luana, Elisandra, Janaína, Lígia, Dona Marlene, Luciana, Élvio, Rafael, Gisele, Gustavo, Sílvio, Adilson, Ivan, Wesley, Fernando, Meleta, Ives, Ivan (Tico), Márcio, e tantos outros que fizeram os dias longe de casa passarem mais rápido e foram de grande ajuda para realização dos experimentos.

À Embrapa Agrobiologia e a Embrapa Arroz e Feijão por toda estrutura e financiamento disponibilizado para realização desse trabalho.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudo, ao CNPq e FAPERJ pelo financiamento do projeto.

BIOGRAFIA

Ana Carolina da Rocha Lessa, filha de Elizeu Bezerra Lessa e Maria Evangelina da Rocha Lessa, nasceu em 23 de junho de 1986, na cidade de Nilópolis, Estado do Rio de Janeiro.

LESSA, em 2009 graduou-se em Agronomia pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Durante sua graduação sempre esteve envolvida com estágios e projetos de pesquisa, sendo bolsista de Iniciação Científica pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro na área de Fitotecnia e pela Embrapa Agrobiologia na área de Ciclagem de Nutrientes. Ingressou no curso de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo da UFRRJ em março de 2009.

RESUMO

LESSA, Ana Carolina da Rocha. **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

O Brasil se destaca na pecuária mundial, com um rebanho da ordem de 200 milhões de cabeças. O inventário nacional de gases de efeito estufa mostra que as excretas produzidas em pastagens representam cerca de 40% das emissões totais de N_2O , quantificadas com dados globais do IPCC, que podem não representar o impacto real da pecuária nacional nas emissões desse gás. Com isso, o presente estudo teve por objetivo quantificar as emissões diretas de N_2O e as perdas de N por volatilização de NH_3 de urina e fezes bovinas em pastagem sobre ambiente de Cerrado e solo Latossolo, em Goiás, e sobre Argissolo da Mata Atlântica, no Rio de Janeiro, além de avaliar a influência de variáveis do solo e do clima nesse processo. As avaliações foram realizadas nas áreas experimentais da Embrapa Agrobiologia, no município de Seropédica – RJ, e da Embrapa Arroz e Feijão, na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO. As áreas foram divididas em 18 parcelas, sendo 3 tratamentos com 6 repetições, que consistiram de parcelas com fezes, urina e controle. No primeiro experimento em Goiás, na estação chuvosa, havia também o tratamento com uréia (100 kg ha^{-1} de N) totalizando 24 parcelas. Nos respectivos tratamentos, foram adicionados 1 L de urina e aproximadamente 1,8 kg de fezes frescas, sendo estas colocadas no interior da área delimitada pela base metálica de câmaras estáticas fechadas, utilizadas para amostragem de N_2O . Em área adjacente a cada câmara, os mesmos tratamentos foram aplicados para avaliação da volatilização de NH_3 , umidade, N mineral e temperatura do solo. A urina claramente elevou os fluxos de N_2O do solo principalmente após as frequentes chuvas em Seropédica e em Santo Antônio de Goiás. Independente da localidade, a ocorrência de chuvas e o aumento da disponibilidade de N mineral no tratamento com urina foram fatores fundamentais para ocorrência de fluxos elevados de N_2O , em relação aos demais tratamentos. Emissões entre 3,92 e 1045,55 $\text{mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$, nos períodos de monitoramento, foram encontrados para o tratamento com aplicação de urina, representando 0,01% e 2,55% do N aplicado. As fezes, apesar de conterem uma quantidade elevada de N, não proporcionaram fluxos elevados de N_2O , com emissões entre 0,56 a 24,46 $\text{mg N-N}_2\text{O m}^{-2}$, representando 0% e 0,16% do N aplicado. As maiores e menores emissões de N_2O das excretas foram registradas em Santo Antonio de Goiás, as primeiras na época chuvosa. A volatilização de amônia da urina variou de 2,56 a 169,91 $\text{g N-NH}_3 \text{ m}^{-2}$, representando respectivamente 6,8% e 50,6 % do N da excreta. Para as fezes, as quantidades variaram de 2,38 a 130,26 $\text{g N-NH}_3 \text{ m}^{-2}$, representando respectivamente 2,6% e 12,7% do N total dessa fonte. Concluiu-se que a urina e as fezes não contribuem de forma semelhante para as emissões de N_2O em pastagens, sendo a primeira a principal via de perda de N_2O , e a que apresenta maior perda por volatilização de NH_3 . Na ausência de chuvas as deposições das excretas em pastagem não elevam os fluxos de N_2O , já a volatilização de NH_3 é favorecida nessas condições.

Palavras-chave: Gases de efeito estufa. Pecuária. Excretas. Dinâmica de N.

ABSTRACT

LESSA, Ana Carolina da Rocha. **Nitrous oxide emission and ammonia volatilization from cattle urine and dung in pastures.** 2011. 44p. Dissertation (Master Science in Agronomy, Soil Science) – Agronomy Institute, Soils Department, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2011.

Brazil stands about livestock worldwide, with a herd of about 200 million head. The national inventory of greenhouse gases shows that the excreta produced in pasture represents about 40% of total emissions of N₂O, quantified from IPCC global data, which may not represent the real impact of the country livestock in the gas emissions. Thus, this study aimed to quantify direct emissions of N₂O and N losses through volatilization of NH₃ from urine and dung on pasture in Cerrado environment and on Oxisol, in Goiás State, and on Atlantic forest in an Ultisol, Rio de Janeiro State. The influence of soil and climate variables in this process was also evaluated. The study was conducted in experimental areas at Embrapa Agrobiologia, municipality of Seropédica - RJ, and Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás - GO. The areas were divided into 18 plots, with three treatments and six replicates, which consisted of plots with faeces, urine and control. In the rainy season, for the first experiment in Goiás, a treatment with urea (100 kg ha⁻¹ of N) was included, totalizing 24 plots. One litre of urine and approximately 1.8 kg of fresh faeces were added to the respective treatments, by placing them inside the area enclosed by the metal base of closed static chambers used for N₂O sampling. In the area adjacent to each chamber, the same treatments were applied to evaluate NH₃ volatilization, soil moisture, mineral nitrogen and temperature. Urine clearly increased soil N₂O fluxes especially after the frequent rains in Seropédica and Santo Antonio de Goiás. Regardless of location, rainfall and the increased availability of mineral N in urine treatment were key factors for occurrence of high N₂O fluxes compared to other treatments. During the monitoring periods, emissions from 3.92 to 1045.55 mg N₂O-N m⁻² were found for treatments with application of urine, accounting for 0.01% and 2.55% of applied N. Even though the high N content in faeces, they did not result in high N₂O emissions, which were between 0.56 and 24.46 mg N₂O-N m⁻², representing 0% and 0.16% of the applied N. The highest and lowest N₂O emissions from the excreta were recorded in Santo Antonio de Goiás for the rainy season. Ammonia volatilization from urine ranged from 2.56 to 169.91 g NH₃-N m⁻², representing respectively 6.8% and 50.6% of N from excreta. For the faeces, the amounts ranged from 2.38 to 130.26 g NH₃-N m⁻², representing respectively 2.6% and 12.7% of the total N from this source. It was concluded that urine and faeces do not contribute similarly to N₂O emissions in pastures, the first being the main route of N losses through N₂O and NH₃ volatilization. In dry periods, excreta on pasture do not increase N₂O fluxes, but NH₃ volatilization is favoured under these conditions.

Keywords: Greenhouse gases. Livestock. Excreta. N dynamics.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1:** Modelo conceitual “hole-in-the-pipe” (adaptado de FIRESTONE & DAVIDSON, 1989)..... 5
- Figura 2:** Croqui da base da câmara utilizada para amostragem de N₂O. 14
- Figura 3:** Croqui da câmara utilizada para amostragem da volatilização de amônia. 14
- Figura 4:** Fluxo médio diário de N₂O de um Argissolo Vermelho-Amarelo no município de Seropédica – RJ durante a estação chuvosa, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As barras indicam o erro padrão das médias 16
- Figura 5:** Dados de precipitação, temperaturas do ar e do solo da Fazendinha Agroecológica e Terraço experimental da Embrapa Agrobiologia na Cidade de Seropédica – RJ no período de amostragem do experimento..... 17
- Figura 6:** Espaço poroso saturado por água (EPSA) de um Argissolo Vermelho-Amarelo no município de Seropédica, nos tratamentos controle, urina e fezes durante o período de amostragem do experimento..... 17
- Figura 7:** Quantidade de N volatilizado na forma de amônia em um Argissolo Vermelho-Amarelo no município de Seropédica, com a aplicação dos tratamentos controle, urina e fezes aos 3, 6 e 9 dias de monitoramento. As barras indicam o erro padrão das médias . 18
- Figura 8:** Fluxo médio diário de N₂O de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação chuvosa, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As barras indicam o erro padrão das médias 20
- Figura 9:** Dados de precipitação, temperatura média do ar e temperatura do solo da estação meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO no período de amostragem do experimento..... 20
- Figura 10:** Espaço poroso saturado por água (EPSA) em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO, nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes durante o período de amostragem do experimento. 21
- Figura 11:** Concentração de nitrato e amônio em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação chuvosa, contendo os tratamentos controle, urina, uréia e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias. 22
- Figura 12:** Quantidade de N volatilizado na forma de amônia de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás durante a estação chuvosa, aos 2, 4, 7, 10, 13, 17 e 21 dias após a aplicação dos tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias. 23

- Figura 13:** Fluxo médio diário de N₂O de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação chuvosa, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As barras indicam o erro padrão das médias. 24
- Figura 14:** Dados de precipitação, temperatura média do ar e temperatura do solo da estação meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO no período de amostragem do experimento..... 25
- Figura 15:** Espaço poroso saturado por água (EPSA) em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás, nos tratamentos controle, urina e fezes durante o período de amostragem do experimento. 25
- Figura 16:** Concentração de nitrato e amônio em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás na estação chuvosa, contendo os tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias. 26
- Figura 17:** Quantidade de N volatilizado na forma de amônia de um Latossolo Vermelho Distroférico durante a época chuvosa, aos 2, 4, 7, 10, 13, 17 e 21 dias após a aplicação dos tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias..... 27
- Figura 18:** Fluxo médio diário de N₂O de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação seca, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As setas representam a simulação de chuvas, sendo a primeira equivalente a uma lâmina de 8 mm e a segunda equivalente a uma lâmina de 20 mm aplicadas na área da câmara. As barras indicam o erro padrão das médias. 29
- Figura 19:** Dados de precipitação, temperatura média do ar e temperatura do solo da estação meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão na cidade de Santo Antônio de Goiás - GO no período de amostragem do experimento..... 30
- Figura 20:** Espaço poroso saturado por água (EPSA) de um Latossolo Vermelho na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO, nos tratamentos controle, urina e fezes durante o período de amostragem do experimento..... 30
- Figura 21:** Concentração de nitrato e amônio de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás - GO durante a estação seca, contendo os tratamentos controle, urina e fezes. As setas representam a simulação de chuvas, sendo a primeira equivalente a uma lâmina de 8 mm e a segunda equivalente a uma lâmina de 20 mm aplicadas na área da câmara. As barras indicam o erro padrão das médias. 31
- Figura 22:** Quantidade de N volatilizado na forma de amônia de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás - GO durante a estação seca, aos 3, 6, 9, 12, 12, 18 e 21 dias de monitoramento dos tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias..... 32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Principais usos da terra no Cerrado (Adaptado de MACHADO et al. (2004) citado por KLINK & MACHADO (2005)).....	3
Tabela 2: Fontes Atmosféricas Globais de NH ₃ no ano de 1990 (Adaptada de BOWMAN et al., 2002).	7
Tabela 3: Emissões de N ₂ O pela agropecuária brasileira (Adaptado de MCT, 2009).	9
Tabela 4: Propriedades químicas da camada de 0-20cm do Argissolo Vermelho-Amarelo, na Embrapa Agrobiologia, Seropédica – RJ.	10
Tabela 5: Propriedades físicas da camada de 0-20cm do Argissolo Vermelho-Amarelo, na Embrapa Agrobiologia, Seropédica – RJ.	10
Tabela 6: Propriedades químicas da camada de 0-20cm do Latossolo Vermelho, na Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás – GO.	11
Tabela 7: Propriedades físicas da camada de 0-20cm do Latossolo Vermelho, na Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás – GO.	11
Tabela 8: Quantidade total de N emitida como N ₂ O e volatilizada como NH ₃ e suas respectivas frações de emissão para os diferentes tratamentos.	18
Tabela 9: Acumulação de matéria seca e N Total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina e fezes aos 25, 58 e 204 dias após a aplicação dos tratamentos.	19
Tabela 10: Acumulação de N total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina e fezes e eficiência de recuperação do N aplicado.	19
Tabela 11: Quantidade de N aplicada nos tratamentos, total de N perdido na forma de NH ₃ e N ₂ O e suas respectivas frações.	23
Tabela 12: Acumulação de matéria seca e N Total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes aos 42 dias após a aplicação dos tratamentos.	23
Tabela 13: Acumulação de N total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes e eficiência de recuperação do N aplicado.	24
Tabela 14: Quantidade de N aplicada nos tratamentos, total de N perdido na forma de NH ₃ e N ₂ O e suas respectivas frações.	27
Tabela 15: Acumulação de matéria seca e N Total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes aos 31 dias após a aplicação dos tratamentos.	28

Tabela 16: Acumulação de N total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina e fezes e eficiência de recuperação do N aplicado.	28
Tabela 17: Quantidade de N aplicada nos tratamentos, total de N perdido na forma de NH ₃ e N ₂ O e suas respectivas frações.	32

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1	Pastagens e o Cerrado Brasileiro	2
2.2	Perdas de N em Pastagem	3
2.2.1	Emissões de óxido nitroso	4
2.2.2	Volatilização de amônio	7
2.3	Impacto da Pecuária.....	8
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	10
3.1	Experimento em Seropédica – Rio de Janeiro	10
3.2	Experimentos em Santo Antônio de Goiás - Goiás	11
3.2.1	Experimento 1	11
3.2.2	Experimentos 2 e 3	12
3.3	Coleta de Gases, Solo e Volatilização de Amônia.....	12
3.4	Cálculo das Frações do N Aplicado, Perdas como NH ₃ e N ₂ O e da Eficiência de Recuperação de N das Excretas pelo Capim do Interior das Câmaras.....	15
3.5	Análise Estatística.....	15
4	RESULTADOS.....	16
4.1	Emissão de N ₂ O, Volatilização de NH ₃ , EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Seropédica.....	16
4.2	Emissão de N ₂ O, Volatilização de NH ₃ , N Mineral, EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Goiás 1 – Época Chuvosa	19
4.3	Emissão de N ₂ O, Volatilização de NH ₃ , N Mineral, EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Goiás 2 – Época Chuvosa	24
4.4	Emissão de N ₂ O, Volatilização de NH ₃ , N Mineral, EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Goiás 3 – Época Seca.....	28
5	DISCUSSÃO	33
5.1	Emissões de Óxido Nitroso.....	33
5.2	Volatilização de Amônia	35
5.3	Recuperação de N das Excretas pelas Plantas	37
6	CONCLUSÕES	38
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	39

1 INTRODUÇÃO

O Brasil possui cerca de 200 milhões de hectares de pastagens cobrindo todo o território nacional (IBGE, 2007). Essas terras são destinadas a criação de gado, em geral em sistemas extensivos, destinados à produção de carne, estando presentes em grande maioria nas regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste, principalmente no Cerrado (QUADROS, 2005; NAAS et al., 2010). O rebanho bovino brasileiro é o maior rebanho comercial existente no mundo, sendo equivalente ao número de habitantes do país. Devido à grande representatividade da atividade pecuária no Brasil, se fazem necessários estudos que avaliem o impacto dessa atividade, inclusive com relação à emissão de gases de efeito estufa (GEEs) visando a adoção de manejos que objetivem a redução dessas emissões.

Anualmente, cerca de um quinto do aumento na concentração de gases causadores do efeito estufa devem-se às atividades agrícolas (IPCC, 2006). O dióxido de carbono (CO_2), o óxido nitroso (N_2O) e o metano (CH_4) são os principais gases potencialmente produzidos por essas atividades. Segundo o Ministério da Ciência e Tecnologia (2009), os sistemas de produção animal respondem por mais de 50% do total das emissões de óxido nitroso (N_2O) atribuídas à agropecuária, sendo os animais em pastagens responsáveis por mais da metade dessas emissões.

Em sistemas de pastagem, da forragem consumida pelos animais em pastejo apenas uma pequena proporção de nutrientes é retida pelos animais, sendo que cerca de 60 a 99% do nitrogênio ingerido pode retornar à pastagem através das excreções (BARROW, 1987). Os dejetos oriundos dos sistemas extensivos de produção animal são diretamente lançados nas pastagens, e podem se comportar como poluentes, tanto para atmosfera, através de emissões de formas gasosas de N (NH_3 , NO e N_2O) e C (CH_4), quanto para as águas de subsuperfície e do lençol freático, pelo deslocamento no perfil do solo de organismos patogênicos e também de nitrato (NO_3^-) (GIACOMINI & AITA, 2006). O óxido nitroso (N_2O) é um gás de efeito estufa produzido naturalmente nos solos pelos processos de nitrificação e desnitrificação. A entrada de N no sistema solo-atmosfera associada a outros fatores estimula a emissão desse gás, e por isso, a grande quantidade de N contido tanto na urina quanto nas fezes de bovinos faz com que as excretas funcionem como a mais importante fonte de N_2O em pastagens.

Além das perdas de N através da emissão direta de N_2O , a volatilização de amônia de dejetos animais é o processo responsável pelas maiores perdas de N na superfície do solo em pastagens, além de constituir a maior fonte atmosférica de amônia (NH_3) (BOUWMAN et al., 1997), que ao se depositar é fonte indireta de N_2O para a atmosfera (IPCC, 1996, 2006).

Devido à grande representatividade do Brasil, principalmente do Cerrado brasileiro, quanto à pecuária extensiva, se faz extremamente importante a obtenção de dados representativos do impacto dessa atividade na produção de gases de efeito estufa. A metodologia do IPCC (1996; 2006) é utilizada para o inventário de GEEs do setor agropecuário, mas existem dúvidas se as estimativas estão dentro da realidade brasileira. Por exemplo, o fator de emissão direta de N_2O de excretas utilizado nessa metodologia pode estar superestimado (JANTALIA et al., 2006; COUTO et al., 2009), principalmente por considerar que a dinâmica de N das fezes e da urina é igual.

Dessa forma esse estudo teve como objetivo quantificar as perdas de N por volatilização de NH_3 e emissões de N_2O de urina e fezes bovinas em pastagem sobre Latossolo no Cerrado, em Goiás, e sobre Argissolo na Mata Atlântica, no Rio de Janeiro, além de avaliar a influência de variáveis do solo e do clima nesse processo. Por fim, buscou-se a obtenção das frações de N perdidas na forma de N_2O e NH_3 com para comparação com os fatores propostos pelo IPCC para cálculos de inventários de efeito estufa.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Pastagens e o Cerrado Brasileiro

Por definição, pastagens são áreas cobertas por vegetação nativa ou plantas introduzidas e adaptadas, que são utilizadas para o pastoreio dos animais. A pastagem é a fração mais econômica da alimentação dos herbívoros, pois, além de poder ser produzida na propriedade, não precisa necessariamente ser colhida, podendo ser diretamente consumida pelos animais (PUPO, 2000).

De acordo com o Censo Agropecuário de 2006 (IBGE, 2007), o Brasil possui 172.333.073 ha de suas terras ocupadas por pastagens, sendo estas naturais ou plantadas, degradadas ou em boas condições. Essa área se manteve praticamente estável entre 1996 e 2006 (reduziu-se em 3%, passando de 177 para 172 milhões de hectares, respectivamente), embora tenha havido um deslocamento da atividade, principalmente para o Norte do Brasil, com aumento em 33,8% na área de pastagens (elevaram-se principalmente no Amazonas, Pará, Acre e Amapá). Por outro lado, houve uma redução de área nas regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, e manteve-se estável na região Nordeste. É provável que o avanço do cultivo de grãos (soja e milho) e da cana-de-açúcar tenha provocado o deslocamento da área de pastagens para lugares em que o preço da terra é mais baixo. Na região Sudoeste do Paraná houve um aumento de 22,3%, provavelmente em função do aumento da produção leiteira (IBGE, 2007).

De modo geral, a pecuária brasileira pode ser agrupada em intensiva, semi-intensiva e extensiva. Os dois primeiros sistemas são comuns nas regiões Sul e Sudeste, e caracterizam-se pelo confinamento e pastejo intensivo, com rotação frequente dos animais em um esquema de piquetes, praticados principalmente com a produção de leite. Já os sistemas extensivos, destinados principalmente à produção de carne, estão presentes em grande maioria nas regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste, principalmente na área correspondente ao Cerrado (QUADROS, 2005; NAAS et al., 2010).

O Cerrado brasileiro é caracterizado por formas de relevo predominantemente residuais de superfícies de aplainamento de idade terciária, conhecidos regionalmente como chapadas, as quais apresentam topografia plana, levemente ondulada ou em lombadas, com cobertura de Latossolos e de laterita e vegetação de cerrado. Os solos do Cerrado são tipicamente Latossolos Vermelhos ou Amarelos, com muito, médio ou pouco conteúdo de argila. Mesmo quando há alta proporção de argila, até 90%, o solo em estado natural geralmente é bem drenado, ou seja, a água das chuvas infiltra rapidamente. Os solos do Cerrado originam-se de quase todos os tipos de rocha, como arenito, ardósia, folheto, quartzo, quartzito, dentre outras, ou de sedimentos (PINTO, 1993).

As áreas do Cerrado, utilizadas para pastagem, chegam a aproximadamente 100 milhões de hectares, das quais cerca de 66 milhões são de pastagens plantadas (Tabela 1), cultivadas em sua maioria com espécies de poáceas de origem africana, que podem aumentar em mais que dez vezes a produção observada nos pastos nativos (JANTALIA, 2006, KLINK & MACHADO, 2005).

Tabela 1: Principais usos da terra no Cerrado (Adaptado de MACHADO et al. (2004) citado por KLINK & MACHADO (2005)).

Uso da terra	Área (ha)	% Área do Bioma
Áreas nativas	70.581.162	44,53
Pastagens plantadas	65.874.145	41,56
Agricultura	17.984.719	11,35
Florestas plantadas	116.760	0,07
Áreas urbanas	3.006.830	1,90
Outros	930.304	0,59
Total	158.493.921	

Estima-se que 80% das pastagens cultivadas no Brasil Central, responsáveis por mais de 55% da produção de carne nacional, encontrem-se em degradação, o que tem afetado diretamente a sustentabilidade da pecuária nacional, além de diminuir o valor das terras e atrasar a idade de abate dos animais (PERON & EVANGELISTA, 2004). A questão da degradação das pastagens está fortemente relacionada a problemas na ciclagem de nutrientes. Dentre eles deve-se destacar o nitrogênio pela importância nutricional ao fazer parte de substâncias proteicas, porém, é o nutriente mais dinâmico no sistema solo-planta passando por formas de elevada solubilidade em água ou mesmo formas gasosas, que o tornam susceptível a perdas. Como nos sistemas de criação extensivos não se faz reposição adequada de N, essas perdas parecem explicar o início do processo de degradação das pastagens no ambiente dos Cerrados (BODDEY et al., 2004).

2.2 Perdas de N em Pastagem

O Brasil possui o maior rebanho bovino do mundo, sendo superior ao número de habitantes do país. Segundo o IBGE (2008), esse rebanho é de 199.752.014 cabeças de gado. Devido a esse elevado número é necessário realizar estudos que avaliem o impacto ambiental gerado pela criação desses animais.

Os fertilizantes e as excretas de bovinos promovem aumentos grandes nas concentrações de N mineral no solo, e por isso favorecem os processos de nitrificação e desnitrificação, responsáveis por perdas gasosas e por lixiviação de N. Sistemas pastoris mais produtivos representam maior retorno do N que recicla no sistema através da urina bovina, e em muitas situações, a concentração localizada de N chega a mais de 1.000 kg N ha⁻¹ (THOMAS et al., 1992). Nesse caso, as condições são muito favoráveis as perdas de N, e podem ocorrer fluxos muito altos de N₂O (ONEMA et al., 2005), um potente gás de efeito estufa. Para as condições tropicais praticamente não existem resultados sobre este processo, ainda mais para as condições brasileiras.

Os sistemas de produção animal transformam os carboidratos e proteínas do alimento em leite e carne, e o excedente é eliminado como fezes e urina. É um sistema ineficiente, pois entre 60 a 99% do N consumido pelos animais retorna ao pasto através das excreções (BARROW, 1987). A maior parte do N contido nas excretas que retorna ao solo e é utilizada pela forragem (40 a 50%), mas o restante é perdido via volatilização de NH₃, desnitrificação, lixiviação e escoamento superficial (ONEMA et al., 2005).

Segundo PAULETTI (2004) citado por ASSENHEIMER (2007) a quantidade de dejetos produzidos por dia por um bovino com peso de 453 kg é de aproximadamente 23,5 kg de fezes e 9,1 kg de urina, porém esse valor varia dependendo do tipo do animal e do manejo adotado pelo sistema de produção.

HAYNES & WILLIAMS (1993) relatam que um bovino adulto defeca, em média, 8 a 12 vezes, e urina 11 a 16 vezes por dia, sendo produzidos de 1,5 a 2,7 kg de fezes e de 1,6 a

2,2 L de urina por evento, com a área ocupada por uma placa de fezes entre 500 a 900 cm² (equivalente a um círculo de 24 a 34 cm de diâmetro) e a molhada pela urina entre 1600 e 4900 cm² (equivalente a um círculo de 45 a 80 cm de diâmetro). MATHEWS et al. (1996) mencionam que a área que recebe as fezes e a urina equivale de 2 a 4 m² por bovino adulto por dia, mas pelo menos duas vezes essa área é afetada por mudanças na seletividade do animal, redistribuição de fezes pelos invertebrados da fauna do solo e pela movimentação lateral dos nutrientes solúveis no solo. Por outro lado, BARROW (1987) destacou que bovinos em condições de pastagens naturais defecam menos que a metade das vezes que bovinos em condições intensivas de manejo.

Os dejetos oriundos dos sistemas intensivos de produção animal, normalmente são aplicados no solo como adubos. Devido à presença expressiva de nutrientes nas excretas é possível que essas se comportem como poluentes para atmosfera, sendo através da emissão de GEEs, ou também como contaminante de recursos hídricos. O potencial de contaminação ambiental dos dejetos é condicionado pelas características que estes apresentam, a quantidade e a forma que os mesmos são aplicados ao solo, juntamente com as características edafoclimáticas de cada região (GIACOMINI & AITA, 2006).

Em pastagens submetidas a sistemas extensivos de criação bovina a problemática de se dar um destino final às excretas produzidas pelos animais não é tão expressiva, uma vez que estes são diretamente depositados no pasto. Porém pouco se sabe sobre o real impacto que a urina e fezes bovinas causam a este ambiente em condições tropicais.

2.2.1 Emissões de óxido nitroso

O N₂O é um gás de efeito estufa produzido naturalmente nos solos pelos processos de nitrificação e desnitrificação, embora esse gás não seja o principal produto final desses processos. A nitrificação é um processo de oxidação microbiana do amônio a nitrato, já a desnitrificação constitui um processo anaeróbico de redução do nitrato a gás nitrogênio (N₂) (MOSIER et al., 2004).

FIRESTONE & DAVIDSON (1989) desenvolveram um modelo conceitual conhecido como “hole-in-the-pipe” para descrever a produção de N₂O e óxido nítrico (NO) nos solos, envolvendo processos comuns de produção e consumo microbiológico. Esse modelo descreve a emissão de N₂O e NO como sendo regulada em dois níveis (Figura 1). Inicialmente, a quantidade de fluido que passa pelo tubo é análoga à taxa de ciclagem de N em geral, ou, mais especificamente, às taxas de oxidação de NH₄⁺ por bactérias nitrificantes e redução de NO₃⁻ por bactérias desnitrificantes. Já em um segundo momento, a quantidade de N que vaza através dos furos (“hole”), como óxidos gasosos de N, é determinada em função das propriedades do solo. Esse modelo propõe principalmente que a magnitude da produção desses gases esteja em função da disponibilidade de N no solo.

Vários fatores influenciam de forma consistente o fluxo de N₂O no solo, sendo os principais fatores a umidade do solo, temperatura do solo e concentração de N mineral no solo (DOBBIE et al., 1999).

O conteúdo de água no solo influencia fortemente as emissões de N₂O. LINN & DORAN (1984) relataram que há grandes variações nas emissões de N₂O em função da umidade do solo. Eles demonstraram que a taxa de nitrificação aumenta com a saturação com água do espaço poroso (EPSA) até um valor de 60%, quando começa a decrescer. Já a desnitrificação é pouco expressiva até 60%, mas aumenta com o incremento da umidade, alcançando o seu máximo próximo da saturação. Dessa forma, a umidade influencia a atividade microbiológica do solo, alterando a produção de N₂O.

As temperaturas do ar e do solo também estão relacionadas com os fluxos de N₂O dos solos, afetando sua magnitude, uma vez que temperaturas mais elevadas favorecem ao

aumento da velocidade de reações, acelerando as taxas de desnitrificação (SKIBA & SMITH, 2000). Temperaturas mais elevadas também podem levar à aceleração da respiração microbiana, que consome o O_2 , podendo gerar condição favorável à ocorrência de desnitrificação, mesmo com umidade baixa (GRANT et al., 2004).

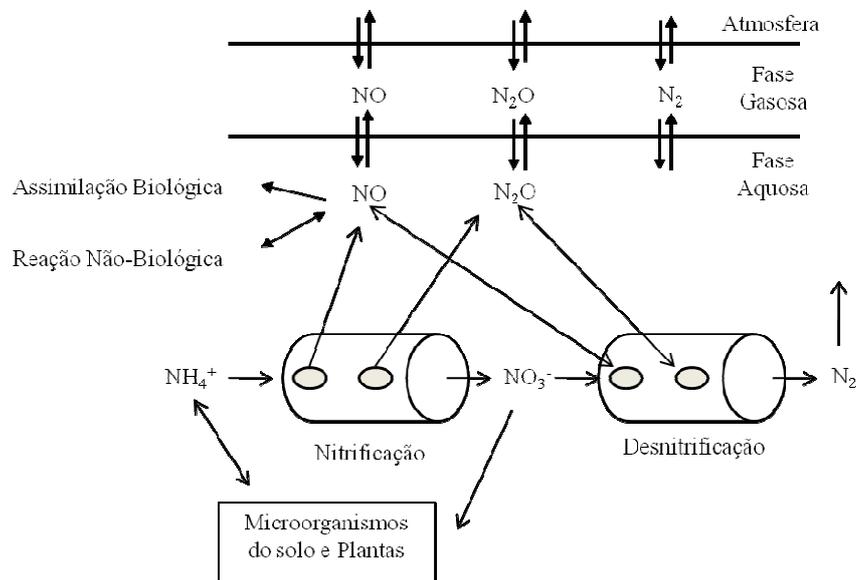


Figura 1: Modelo conceitual “hole-in-the-pipe” (adaptado de FIRESTONE & DAVIDSON, 1989).

A temperatura poderá ser limitante quando esta se tornar muito baixa, reduzindo a atividade microbiana. DOBBIE et al. (1999), em experimento em Edimburgo, Escócia, encontrou a temperatura como um fator limitante nas emissões de N_2O , que chegou a $2,5^\circ C$ à época da fertilização. Segundo esses autores, existe uma relação entre os fluxos de N_2O e a temperatura, expressa por um coeficiente Q_{10} que pode ser superior a 10 quando o solo, aquecido pelo sol, passa de temperaturas muito baixas para faixas próximas dos $20^\circ C$.

Por outro lado, AKIYAMA & TSURUTA (2003) não encontraram nenhuma correlação entre as temperaturas do solo e do ar com os fluxos de N_2O , especialmente quando as temperaturas alcançaram valores menores que $5^\circ C$, o que parece ser proporcionado por efeitos mais proeminentes gerados com a variação da umidade do solo ou de disponibilidade de N mineral.

Como as principais vias de produção de N_2O no solo são a nitrificação e a desnitrificação, a forma de N mineral predominante nos solos irá influenciar essas reações, ou seja, variações nas concentrações de nitrato (NO_3^-) ou amônio (NH_4^+) podem levar a variações nas emissões de N_2O . DOBBIE et al. (1999), encontraram que as emissões de N_2O respondem aos aumentos de EPSSA somente quando se omitem os dias em que são baixas as concentrações de NO_3^- no solo ($< 5 \text{ mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$), demonstrando que há um nível crítico de nitrato no solo abaixo do qual as emissões de N_2O podem ser muito reduzidas.

AKIYAMA & TSURUTA (2003) relataram aumento na concentração de NH_4^+ imediatamente após a aplicação de uréia no solo, ocorrendo posteriormente a redução de sua concentração, acompanhada do aumento da concentração de NO_3^- durante os maiores picos de N_2O , no período de duas semanas após a fertilização. Os autores qualificaram a nitrificação como reação mais importante para produção de N_2O nesse experimento, apesar dos processos de nitrificação e desnitrificação poderem ocorrer simultaneamente, porém as emissões foram maiores em condições nitrificantes do que em condições desnitrificantes.

As informações dos fluxos de gases de nitrogênio de pastagens em solos do Cerrado ainda são muito limitadas. Resultados na literatura apontam baixos fluxos desse gás (DAVIDSON et al., 2001; BUSTAMANTE & LENZA, 2008), devendo-se provavelmente à boa drenagem e aeração dos solos do Cerrado, condição que limita a desnitrificação, principal fonte de N₂O nos solos tropicais (DAVIDSON et al., 1993).

Em um estudo comparativo entre uma pastagem degradada de *Brachiaria brizanta* com 20 anos e uma área nativa do Cerrado, VARELLA et al. (2004) encontraram fluxos de N₂O abaixo do limite de detecção (0,6 ng N-N₂O cm⁻² h⁻¹) em ambas as áreas.

Avaliando as emissões de N₂O em solos do Cerrado sob mata nativa, cultura anual contínua, pastagem sob pastejo contínuo e pastagem consorciada, CARDOSO et al. (2001) também encontraram emissões de N₂O muito baixas, chegando a serem quase nulas. Nos meses secos a média dos fluxos foi de 2,03, 3,16, 2,77 e 1,93 g de N ha⁻¹, e nos meses com ocorrência de chuvas a média foi de 2,20, 4,30, 3,81 e 3,79 g de N ha⁻¹, respectivamente para área nativa, área de cultivo, pastagem e pastagem consorciada. As estimativas dos valores médios acumulados no período de oito meses demonstraram tendências de maiores emissões de N₂O nas áreas cultivadas em relação à área nativa.

Com relação à quantidade de N₂O emitido pelas fezes e urina de bovinos em pastagem, pouco ainda é conhecido. Na literatura são encontrados valores variáveis, principalmente devido a variações no solo e nas condições ambientais. Valores de 1 a 80 g por kg de N contido nas excretas foram encontrados na literatura (OENEMA et al., 1997; OENEMA et al., 2001; OENEMA et al., 2005). As emissões tendem a ser maiores nas pastagens de manejo intensivo e também naquelas localizadas em solos imperfeitamente drenados.

O fator de emissão utilizado pelo IPCC (1996) para N oriundo do pastejo animal (20 g por kg de N excretado) é maior que o fator utilizado para fertilizantes nitrogenados (12,5 g por kg de N aplicado como fertilizante). Isso é justificado pelo fato de grandes quantidades de dejetos serem depositados em um mesmo local, concentrando grandes quantidades de N e C, associados a efeitos de pisoteio e compactação pelo pastejo animal. Urina e fezes frescas são ricas em energia e N e C quimicamente reduzidos, o que fornece substrato para o consórcio com bactérias autotróficas e heterotróficas. Como consequência, ocorrem mudanças temporárias de pH, pressão parcial de O₂ e NH₃, e nas concentrações de NH₄⁺, NO₂⁻, e NO₃⁻ nas fezes e urina dos animais, que podem conduzir à emissão de N₂O (OENEMA et al., 2005).

Um estudo conduzido na Nova Zelândia (LUO et al., 2008) avaliou a emissão de N₂O em pastagens a partir da aplicação de urina bovina (1,000 kg urina-N ha⁻¹) em diferentes estações do ano (2003-2005). Os resultados apontaram diferenças substanciais entre os fluxos de N₂O ao longo das estações devido à variação das condições climáticas (temperatura e precipitação) que influenciam características do solo, como o espaço poroso saturado por água (EPSA). As maiores emissões dos tratamentos com urina foram observadas no inverno e na primavera, entre 0,22 e 15,2 kg N-N₂O ha⁻¹. O fator de emissão para urina também foi calculado nesse estudo, variando entre 0,02 e 1,52% do N-urina aplicado nas diferentes estações do ano.

JANTALIA et al. (2006) conduziram um estudo em pastagem de braquiária utilizada para produção de leite mostrando que as áreas afetadas pela urina podem proporcionar fluxos bem elevados de N₂O, atingindo valores de aproximadamente 1,6 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Os autores justificaram parte dos altos fluxos encontrados pelo fato do estudo ter sido conduzido em um Planossolo, de drenagem imperfeita. Pelos dados obtidos nesse experimento, uma poça de urina produziu cerca de 259 mg N-N₂O, num período de 14 dias de monitoramento.

LESSA et al. (2008) avaliaram o efeito da aplicação de urina e fezes bovinas sobre um Argissolo em uma área de pastagem no município de Seropédica – RJ. Resultados obtidos

nesse experimento mostraram que nos três primeiros dias a adição de urina promoveu fluxos de N₂O significativamente superiores aos encontrados no tratamento com aplicação de fezes e no controle, com fluxo de N₂O chegando a 228 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ no dia seguinte à aplicação de urina. Os altos fluxos de N₂O observados foram correlacionados diretamente com o EPSA, tal como demonstrado em outros estudos (LUO et al., 2008; CARTER, 2007; DOBBIE & SMITH, 2001). Ainda, segundo LESSA et al. (2008), a maior disponibilidade de N mineral no início do experimento, principalmente nas áreas tratadas com urina, foi fundamental para garantir os maiores fluxos de N₂O encontrados nos primeiros dias de monitoramento. Os maiores fluxos ocorreram nos períodos de menores concentrações de nitrato e maiores concentrações de amônio, sugerindo que, nas condições do estudo, a nitrificação seguida da desnitrificação seria a explicação para a produção de gás derivada das excretas nos sistemas avaliados.

Como são poucos os dados da participação individual de urina e fezes bovinas nas emissões de N₂O em sistemas de pastagem, principalmente para regiões tropicais, estudos se fazem necessários, a fim de se caracterizar o real impacto desse sistema de produção.

2.2.2 Volatilização de amônia

A volatilização de amônia 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 NH₃ (BOUWMAN et al., 1997) (Tabela 2). A volatilização causa ineficiência e incertezas com relação ao manejo do N nos solos, ao constituir um complexo fenômeno que envolve tanto reações químicas (conversão de amônio em gás amônia) quanto processos físicos (transporte do gás amônia pelo ar) (MEISINGER et al., 2001).

Tabela 2: Fontes Atmosféricas Globais de NH₃ no ano de 1990 (Adaptada de BOWMAN et al., 2002).

Fonte	Emissões de N-NH ₃ Mt yr ⁻¹
Combustão de combustíveis fósseis	0,1
Processos industriais	0,2
Excretas animais	21,7
Uso de fertilizantes	9,0
Plantações	3,6
Queima de biomassa	5,9
Excretas humanas	2,6
Solo sob vegetação natural	2,4
Oceanos	8,2
Total	53,6

A dinâmica de nitrogênio no solo está associada às práticas de manejo, às condições climáticas e às características intrínsecas do solo. De acordo com dados da literatura, entre os fatores do solo que podem influenciar nas perdas gasosas de N-NH₃, estão: pH, poder tampão, textura, mineralogia da fração argila, umidade, capacidade de troca catiônica (CTC), temperatura, teor de matéria orgânica e potencial redox (COSTA et al., 2004).

De forma geral, as perdas de amônia aumentam com a intensificação das condições de seca (altas temperaturas, maior fluxo de ar e menor umidade relativa do ar), com o aumento do pH do solo, com textura arenosa, com a baixa CTC e com uma umidade inicial no solo não limitante. Severas perdas de amônia podem ocorrer com a aplicação de uréia, tanto em solos ácidos quanto alcalinos (TERMAN, 1979).

Em áreas de pastagens, CAMPANA et al. (2008) quantificaram perdas de N por volatilização de amônia entre 17,5 e 69,5% do total aplicado através de uréia, sendo o menor valor observado no inverno. Em comparação com outras formas de N, a aplicação de uréia em superfície pode levar a elevadas perdas de N por volatilização de amônia logo após a aplicação (LARA-CABEZAS et al., 1997). Como cerca de 70% da urina de bovinos é composta por uréia (JARVIS et al., 1989), espera-se que esta seja uma fonte importante na produção de NH₃ para atmosfera.

Pouco ainda é conhecido sobre a volatilização de amônia de excretas bovinas em pastagens tropicais. LOCKYER & WHITEHEAD (1990), avaliando a volatilização de amônia em pastagens temperadas na Inglaterra, encontraram que entre 3,7 a 27% do N contido na urina bovina foi perdido através da volatilização, sendo 70% desse valor praticamente perdido nos primeiros 4 dias de experimento.

Valores bem variados da percentagem de N perdida pela urina através da volatilização de NH₃ são encontrados na literatura, o que está relacionado com as variações das condições ambientais. WHITEHEAD & RAISTRICK (1991) avaliaram a volatilização de amônia da urina variando condições como velocidade do fluxo de ar, temperatura e umidade. Esses autores relataram perdas de 83% do N urinário adicionado (22,1 g N-uréia m⁻²) variando apenas o fluxo de ar, e de 38% quando a umidade relativa do ar era 70% e a temperatura 20 °C, não encontrando valores diferentes quando aumentaram a temperatura para 30 °C.

SAARIJARVI et al. (2006), avaliando a volatilização de NH₃ de urina e fezes bovinas na Finlândia, encontraram valores entre 18% e 1,5% de perdas do N aplicado para urina e fezes respectivamente. Nesse estudo os autores atribuíram aproximadamente 96% das perdas de NH₃ das pastagens a urina. Além disso, esses autores avaliaram a volatilização de NH₃ da urina em função da ocorrência de chuvas, havendo uma redução de mais de 50% do N perdido com a aplicação de uma lâmina equivalente a 20 mm, mostrando a forte influência do fator ambiental no processo de volatilização.

FERREIRA (1995), avaliando as perdas de N das fezes em pastagem de *Brachiaria*, nas condições tropicais, encontrou que cerca de 10% do N total das fezes são perdidos, sendo as maiores perdas associadas com a volatilização de amônia, que são favorecidas por temperatura e pH elevados. MACDIARMID & WATKIN (1972) encontraram uma perda de 4,7% do N por volatilização de amônia de áreas afetadas por fezes bovinas após 13 dias de período experimental.

2.3 Impacto da Pecuária

O aumento do efeito estufa, associado ao aquecimento do planeta, e as mudanças climáticas têm sido uns dos temas mais discutidos em nível mundial, na última década. Criado no ano de 1988 pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente e pela Organização Meteorológica Mundial, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) vem realizando estudos sobre a alteração do clima planetário, suas conseqüências e a influência das atividades antrópicas em tais alterações.

Anualmente, cerca de um quinto do aumento na concentração de gases causadores do efeito estufa devem-se às atividades agropecuárias (IPCC, 2006). O dióxido de carbono (CO₂), o óxido nitroso (N₂O) e o metano (CH₄) são os principais gases potencialmente produzidos por essas atividades. Apesar de se encontrar em concentrações atmosféricas menores do que o CO₂, o N₂O possui um potencial de aquecimento global 310 vezes maior que o CO₂. Além disso, a camada de ozônio (O₃), que protege a biosfera dos efeitos perigosos da radiação ultravioleta, também é afetada pelo aumento na concentração de N₂O. Cerca de 20% a mais de radiação ultravioleta alcançaria a Terra caso a concentração desse gás

dobrasse, pois isso acarretaria em uma redução de aproximadamente 10% da camada de O₃ (MOSIER et al., 2004).

Esse gás apresenta maior importância para sistemas agrícolas, uma vez que 70% das emissões globais de N₂O se originam com a dinâmica de N do solo em sistemas de produção (MOSIER et al., 2004). As estimativas das emissões globais totais de N₂O são aproximadamente 17,7 Tg N ano⁻¹, sendo o total de emissões antropogênicas igual a 8,1 Tg N ano⁻¹, onde a agricultura é responsável por uma emissão de 6,3 Tg N ano⁻¹ (IPCC, 2006).

Nos anos 90, a agropecuária foi responsável por emitir 22-32 Tg NH₃-N por ano para a atmosfera, o que significa um valor de 50 – 75% do total das emissões antropogênicas de NH₃ (BOUWMAN et al., 1997). Já a emissão anual de N₂O, oriundo dos sistemas de produção animal e dos resíduos gerados por esses animais, foi estimada como sendo de 2,7 Tg N (variando de 0,7 a 4,2), o que representa 30-50% do total das emissões de N₂O pela agricultura. As principais fontes dos gases de nitrogênio são a urina e fezes excretadas pelos animais, tanto em pastagem quanto em confinamento (MOSIER et al., 1998).

Segundo o Ministério da Ciência e Tecnologia (2009), os sistemas de produção animal respondem por mais de 50% do total das emissões de N₂O atribuídas à agropecuária brasileira, sendo os animais em pastagens responsáveis por quase 40% desse total no ano de 2005 (Tabela 3).

Tabela 3: Emissões de N₂O pela agropecuária brasileira (Adaptado de MCT, 2009).

Setor	Gg de N ₂ O				%	
	1990	1994	2000	2005	1990	2005
Manejo de dejetos animais	11,4	12,3	12,5	14,0	2,3	1,9
Gado Bovino	5,0	5,3	5,3	5,9	1,0	0,8
Outros Animais	6,4	7,1	7,2	8,1	1,3	1,1
Solos Agrícolas	432,5	485,8	522,4	639,4	88,0	87,8
Animais em Pastagem	224,5	236,7	243,9	287,1	45,7	39,4
Fertilizantes Sintéticos	13,8	20,8	29,5	38,9	2,8	5,3
Dejetos de Animais	4,1	5,2	6,4	7,6	0,8	1,0
Fixação Biológica	16,8	21,1	27,7	43,2	3,4	5,9
Resíduos Agrícolas	36,1	46,6	49,1	68,5	7,3	9,4
Solos Orgânicos	16,3	22,5	21,5	21,0	3,3	2,9
Emissões Indiretas	120,9	133,0	144,2	173,0	24,6	23,7
Queima de Resíduos Agrícolas	5,8	6,4	5,1	6,7	1,2	0,9
Total	449,7	504,6	540,0	660,1	91,5	90,6

Apesar de um número substancial de estudos realizados em pastagem, pouco ainda é conhecido a respeito da dinâmica do N de urina e fezes bovinas, principalmente quanto à emissão de N₂O e volatilização de NH₃, sendo necessária a realização de estudos que avaliem o real impacto das excretas em pastagem.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Experimento em Seropédica – Rio de Janeiro

As avaliações foram realizadas na área experimental da Embrapa Agrobiologia, no município de Seropédica – RJ, em região de clima tropical com estações marcadas com verões úmidos e invernos secos, onde o clima é classificado de acordo com Köppen como Aw. A temperatura média anual do ar é de 24 °C, e o mês de junho apresenta a menor média de temperatura do ar (16 °C), enquanto o mês de fevereiro apresenta a maior média de temperatura máxima do ar (33,0 °C) e precipitação média de 1.200 mm, sendo as chuvas concentradas no período de novembro a março.

O experimento foi instalado sobre um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, da série Itaguaí, onde existia uma pastagem predominantemente formada por *Panicum maximum*. As propriedades químicas e físicas do solo estão apresentadas nas tabelas 4 e 5.

Tabela 4: Propriedades químicas da camada de 0-20cm do Argissolo Vermelho-Amarelo, na Embrapa Agrobiologia, Seropédica – RJ.

Profundidade (cm)	pH (água)	Ca	Mg	Al	H + Al	P	K	M.O.
		cmolc dm ⁻³				mg m ⁻³		g kg ⁻¹
0-20	5,88	1,69	0,65	0,1	3,05	8,78	90	0,59

*Determinada pelo método de Walkley Black (WALKLEY & BLACK, 1934).

Tabela 5: Propriedades físicas da camada de 0-20cm do Argissolo Vermelho-Amarelo, na Embrapa Agrobiologia, Seropédica – RJ.

Profundidade (cm)	Argila + Silte (g kg ⁻¹)	Areia	Classificação Textural	DS* (g cm ⁻³)	DP**
0-20	230,0	770,0	Franco arenosa	1,4	2,65

*Densidade do solo (DS) obtida pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997).

**Densidade da partícula (DP), valor médio para maioria dos solos.

A área foi roçada a 10 cm para nivelar a altura do pasto, e dividida em 18 parcelas de 1,5 x 1,5 m, sendo estabelecidos 3 tratamentos com 6 repetições, adotando-se um delineamento experimental em blocos casualizados, onde os tratamentos consistiram de somente adição de fezes, somente adição de urina e controle. Nos respectivos tratamentos, foram adicionados 1 L de urina tomando-se o cuidado de molhar toda a área delimitada pela base metálica (1900 cm²) da câmara estática usada nas medidas de gases, e aproximadamente 1,8 kg de fezes frescas, sendo estas colocadas no centro da área delimitada pela base metálica, utilizando-se um anel plástico de aproximadamente 24 cm diâmetro (~452 cm²) e 3 cm de altura para garantir uma relativa homogeneização de área defecada. A urina e as fezes foram obtidas no setor de Bovinocultura de Leite da Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

O estudo foi iniciado no dia 29 de Setembro de 2009 sem a aplicação dos tratamentos, sendo esta feita no mesmo dia no período da tarde. As amostragens seguiram-se até o dia 03 de Dezembro do mesmo ano.

O capim do interior das câmaras foi amostrado aos 25, 58 e 204 dias após a instalação do experimento para avaliação da biomassa seca e do teor de N total acumulado. Para tal, o

capim foi cortado na altura de 5 cm com o auxílio de um cutelo, sendo levado para secar em estufa a 60 °C até atingir peso constante. Após seco, o material foi pesado, sendo posteriormente moído para análise de N total pelo método de Kjeldahl (ALVES et al., 1999).

3.2 Experimentos em Santo Antônio de Goiás - Goiás

As avaliações foram realizadas na área experimental da Embrapa Arroz e Feijão, na cidade de Santo Antônio de Goiás - GO, onde o clima é classificado de acordo com Köppen, como Aw, tropical estacional, megatérmico. A temperatura média anual do ar é de 22,5°C, e o mês de junho apresenta a menor média de temperatura mínima do ar (14,0°C), enquanto o mês de setembro apresenta a maior média de temperatura máxima do ar (31,3°C). O regime pluvial é bem definido, ou seja, período chuvoso de outubro a abril e um período seco de maio a setembro. A precipitação pluvial média anual é de 1.460 mm.

Os experimentos foram instalados sobre um Latossolo Vermelho distroférrico em uma área de *Brachiaria brizantha* cv Marandú, que sofreu corte de nivelamento para demarcação das parcelas de 1,5 x 1,5 m. As propriedades químicas e físicas do solo estão apresentadas nas tabelas 6 e 7.

Tabela 6: Propriedades químicas da camada de 0-20cm do Latossolo Vermelho, na Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás – GO.

Profundidade (cm)	pH (água)	Ca	Mg	Al	$\frac{H^+}{Al}$	P	K	Cu	Zn	Fe	Mn	M.O.*
0-20	5,7	1,80	0,79	0,1	4,95	3,6	90	1,0	1,9	47	51	18

*Determinada pelo método de Walkley Black (WALKLEY & BLACK, 1934).

Tabela 7: Propriedades físicas da camada de 0-20cm do Latossolo Vermelho, na Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás – GO.

Profundidade (cm)	Argila	Silte (g kg ⁻¹)	Areia	Classificação Textural	DS*	DP**
					(Mg m ⁻³)	(Mg m ⁻³)
0-10	400	160	440	Argila	1,06	2,61
10-20	460	120	420	Argila	-	-

*Densidade do solo (DS) obtida pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1997).

**Densidade da partícula (DP) obtida pelo método do balão volumétrico (EMBRAPA, 1997).

3.2.1 Experimento 1

Para o corrente estudo, foram estabelecidas 24 parcelas, que compreenderam 4 tratamentos com 6 repetições, em um delineamento experimental 4 x 6, em blocos casualizados. Os tratamentos consistiram em adição de 1 L de urina, tomando-se o cuidado de molhar toda a área delimitada pela base metálica usada como parte da câmara estática usada para medição de fluxos de N₂O, adição de aproximadamente 1,600 kg de fezes frescas, sendo estas colocadas no centro da área delimitada pela base metálica utilizando-se um anel plástico de aproximadamente 24 cm diâmetro e 3 cm de altura para garantir uma relativa homogeneização de área defecada, e fertilização do solo com uréia, sendo essa aplicada na dose de 100 kg N ha⁻¹. Também foi incluído um tratamento controle, sem adição de excretas ou fertilizantes.

As amostras de urina e fezes foram coletadas no setor de gado de leite da Embrapa Gado Leite próximo a Embrapa Arroz e Feijão. As coletas foram realizadas a partir do dia

anterior a instalação do experimento. Os animais tinham idade média de 6 anos (3-10 anos), peso médio de 580 kg e se alimentavam de pastagem de capim “Tanzânia” mais concentrado de milho e farelo de soja fornecidos duas vezes ao dia, sendo uma média de 3 kg por animal.

O experimento foi instalado na época chuvosa, no dia 26 de Novembro de 2009, sendo a primeira amostragem feita sem a aplicação dos tratamentos, que foi realizada no mesmo dia à tarde. As amostragens foram feitas até o dia 02 de Janeiro de 2010.

O capim do interior das câmaras foi cortado aos 42 dias após a aplicação dos tratamentos para análise da produção de biomassa seca e do conteúdo de N total. Para tal, o capim foi cortado na altura de 5 cm com o auxílio de um cutelo, sendo levado para secar em estufa a 60 °C até atingir peso constante. Após seco, o material foi pesado, sendo posteriormente moído para análise de N total pelo método de Kjeldahl (ALVES et al., 1999).

3.2.2 Experimentos 2 e 3

Nos experimentos 2 e 3 foram estabelecidas 18 parcelas, sendo 3 tratamentos com 6 repetições, adotando-se um delineamento experimental 3 x 6, em blocos casualizados, onde os tratamentos consistiram na adição de urina, fezes e controle. Nos respectivos tratamentos, foram adicionados 1 L de urina e aproximadamente 1,600 kg de fezes frescas, seguindo os mesmos critérios descritos no experimento 1. A urina e as fezes foram obtidas no mesmo local do experimento anterior.

O experimento 2 foi instalado na época chuvosa, no dia 08 de Janeiro de 2010, e as avaliações realizadas até o dia 12 de abril do mesmo ano. O capim do interior das câmaras foi cortado 31 dias após a aplicação dos tratamentos para avaliação da produção de matéria seca e do conteúdo de N total. Para tal, seguiu-se o mesmo procedimento utilizado no experimento anterior.

O experimento 3 foi instalado na época seca, no dia 15 de Julho de 2010, e as avaliações seguiram-se até o dia 13 de Agosto do mesmo ano. Visando-se avaliar o comportamento do N no solo frente a uma chuva eventual, 18 dias após o início das medições fez-se a simulação de uma chuva de 8 mm, correspondendo a aplicação de 2 L de água no interior da câmara e 2 L na área lateral as câmaras. Essa aplicação de água teve a finalidade de estimular a hidrólise da uréia da urina aplicada. Após 2 dias dessa primeira aplicação, fez-se novamente a simulação de uma chuva de 20 mm, o que correspondeu à aplicação de 5 L de água no interior da câmara e 5 L na área lateral as câmaras, sendo esse valor aplicado parceladamente em um intervalo de 2 horas, dessa vez com a finalidade de estimular as emissões de óxido nitroso e verificar se o nitrogênio das excretas iria afetar essas emissões.

Devido ao período muito seco, não se verificou um crescimento expressivo do capim na pastagem, por isso não foi possível realizar um corte para avaliação da produção de matéria seca e do conteúdo de N total.

3.3 Coleta de Gases, Solo e Volatilização de Amônia

Em cada parcela experimental, foi instalada uma câmara para coleta de N₂O composta por uma base metálica retangular de 40 cm x 60 cm, com 15 cm de altura sendo inserida no solo até 5 cm de profundidade (Figura 2). As amostras de gás eram retiradas com auxílio de seringas, sendo o gás posteriormente passado para frascos de cromatografia previamente evacuados. As bases das câmaras permaneceram no mesmo local durante todo período de avaliação.

No momento da aplicação dos tratamentos sub-amostras das fezes e da urina foram retiradas e enviadas para análise de N total pelo método de Kjeldahl (ALVES et al., 1999).

Em uma área adjacente, de mesmas dimensões da base metálica, foi aplicada a mesma quantidade de urina e fezes. Nessas áreas, foram retiradas amostras de solo da profundidade de 0-10 cm com auxílio de trado, para análises de N mineral (NO_3^- e NH_4^+), de acordo com ALVES et al. (1999), sendo a quantificação por espectrofotometria na região do visível através de análise por injeção de fluxo no FIALab-2500, e umidade gravimétrica. Através do uso de geotermômetros digitais, foi tomada a temperatura do solo na mesma profundidade. Também foi retirada amostra de solo para determinação da densidade do solo pelo método do anel volumétrico e da densidade das partículas, para posterior cálculo da porosidade e da % EPSA (EMBRAPA, 1997).

Em estação micrometeorológica próxima ao local de instalação do experimento, foram obtidos dados de precipitação e temperatura, para acompanhar as amostragens dos gases.

Após a coleta, a concentração de N_2O das amostras de gás foi quantificada através de um cromatógrafo de gás (Perkin Elmer, Autosystem), equipado com duas colunas com 1 e 2 metros, respectivamente e 1/8" , conectadas a um sistema back flush e empacotada com "Porapak Q" e com detector de captura de elétrons (ECD - "Electron Capture Detector"). No momento das análises, o gás carreador utilizado era o N_2 5.0 ECD, com fluxo de 30 mL min^{-1} , e as temperaturas do forno e do detector eram $53 \text{ }^\circ\text{C}$ e $375 \text{ }^\circ\text{C}$, respectivamente.

Os fluxos de N_2O foram calculados pelo incremento do gás na câmara com o tempo, de acordo com a seguinte equação: $F \text{ N}_2\text{O} (\mu\text{g mL}^{-1} \text{ h}^{-1}) = (dC \text{ dt}^{-1}) (V \text{ A}^{-1}) (M \text{ Vm}^{-1}) (T_{\text{CNTP}} T_{\text{medido}}^{-1}) V^{-1}$, onde:

- dC é a mudança de concentração do gás na amostra em relação ao ar, em $\mu\text{L L}^{-1}$;
- dt é o tempo de incubação em hora;
- V é o volume da câmara em m^3 ;
- A é a área do solo coberta pela câmara em m^2 ;
- M é o peso molecular em g mol^{-1} ;
- Vm é o volume molecular (CNTP) em $\text{mol } 22,4 \text{ L}^{-1}$;
- $T_{\text{CNTP}} T_{\text{medido}}$ é o fator de correção do volume molar para as condições de amostragem.

Para análise da volatilização de amônio utilizou-se um sistema constituído por uma câmara estática, 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 $0,008 \text{ m}^2$. No interior do frasco é suspenso, com auxílio de um arame inoxidável, uma lâmina de espuma de polietileno com 2,5 cm de largura e 25 cm de comprimento umedecida com solução de H_2SO_4 $1,0 \text{ mol dm}^{-3}$ + glicerina 2% (v/v) (ARAÚJO et al, 2009) (Figura 3). As câmaras para análise de volatilização foram inseridas na área adjacente, sendo retiradas apenas para a troca da lâmina de espuma.

No experimento em Seropédica as trocas das lâminas foram feitas aos 3, 6 e 9 dias após a aplicação dos tratamentos. Nos experimentos 1 e 2 em Goiás as trocas foram feitas aos 2, 4, 7, 10, 13, 17 e 21 dias após a aplicação dos tratamentos, e no experimento 3, aos 3, 6, 9, 12, 15, 18 e 21 dias.

Vista lateral da base:



Vista superior da base:

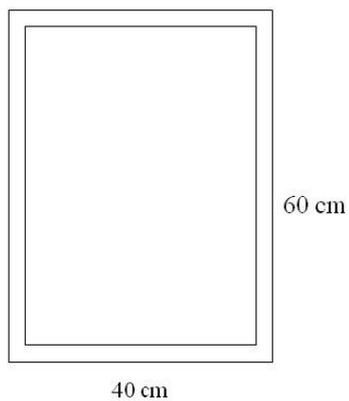


Figura 2: Croqui da base da câmara utilizada para amostragem de N_2O .

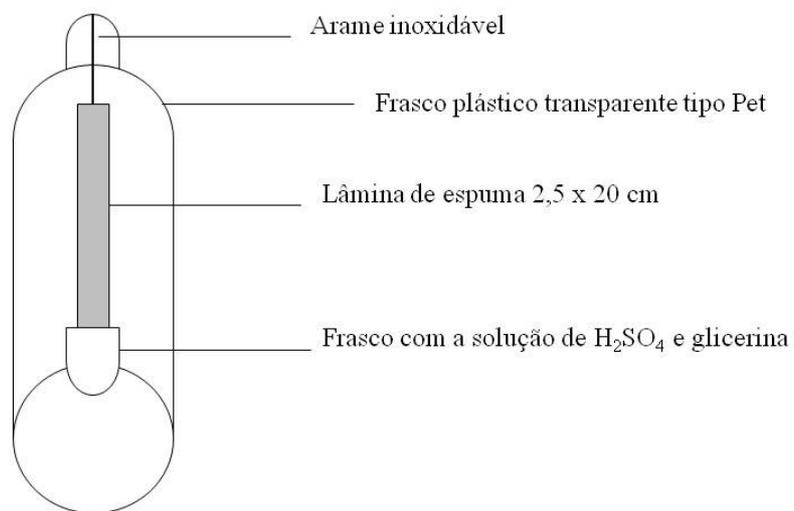


Figura 3: Croqui da câmara utilizada para amostragem da volatilização de amônia.

3.4 Cálculo das Frações do N Aplicado, Perdas como NH₃ e N₂O e da Eficiência de Recuperação de N das Excretas pelo Capim do Interior das Câmaras.

Os cálculos das frações do N aplicado como excretas e adubo, volatilizada como NH₃ e emitidas como N₂O foram feitos através do somatório das quantidades totais de N volatilizado e daquelas resultantes da integração dos fluxos de N₂O no tempo. Dos totais encontrados para N₂O e NH₃, subtraiu-se o total obtido para o tratamento controle, dividindo o valor encontrado pelas quantidades de N aplicadas nos respectivos tratamentos.

O cálculo da recuperação de N pelo capim do interior das câmaras foi feito de forma semelhante ao das frações, sendo o conteúdo de N encontrado para o tratamento controle subtraído dos tratamentos com urina e fezes, o valor encontrado foi dividido pelas quantidades de N aplicadas nos respectivos tratamentos.

3.5 Análise Estatística

Os dados de frações do N perdidas por NH₃ e N₂O, assim como os dados de matéria seca e teor de N do capim foram submetidos a análise de normalidade e homogeneidade, sendo transformados através de Log quando necessário, procedendo-se a análise de variância e os testes de média de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Os fluxos de N₂O e volatilização de NH₃ foram representados em gráficos construídos a partir das médias dos fluxos de cada tratamento e os respectivos erros padrões para as datas de amostragem.

4 RESULTADOS

4.1 Emissão de N₂O, Volatilização de NH₃, EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Seropédica

Nos primeiros 6 dias após a aplicação das excretas não houve fluxos de N₂O diferentes do observado na área controle (Figura 4). A partir do sétimo dia, fluxos de N₂O elevados começaram a ser medidos na área tratada com urina, sendo significativamente superiores aos registrados nos demais tratamentos, chegando a mais de 600 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, situação que perdurou por mais de 20 dias após a aplicação da urina. A adição das fezes, mesmo representado uma dose de N elevada, equivalente a 711 kg N ha⁻¹, considerando apenas a área coberta pelas fezes, não resultou em fluxos de N₂O diferentes dos tratamentos controle (Figura 4).

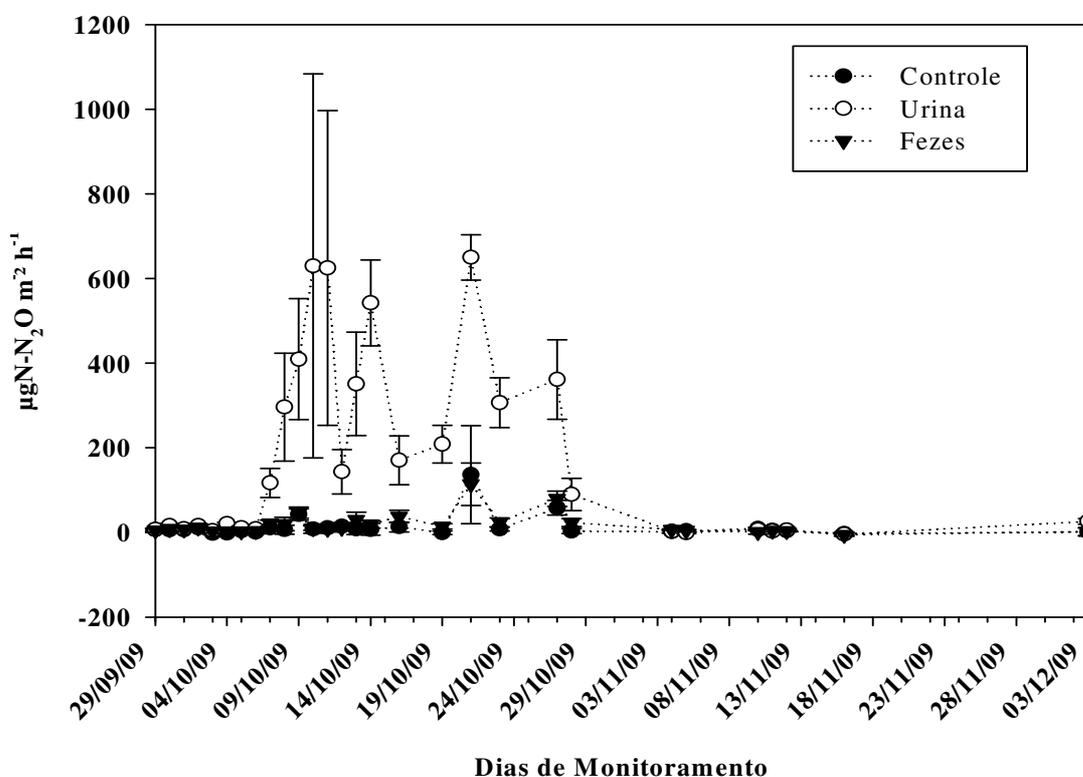


Figura 4: Fluxo médio diário de N₂O de um Argissolo Vermelho-Amarelo no município de Seropédica – RJ durante a estação chuvosa, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As barras indicam o erro padrão das médias

Os maiores fluxos de N₂O ocorreram após eventos de chuva, que se tornaram freqüentes após a primeira semana de implantação do experimento (Figura 5). Nota-se a ocorrência de chuvas fortes alternadas com dias secos, o que repercutiu em uma variação semelhante no EPSA (Figura 6).

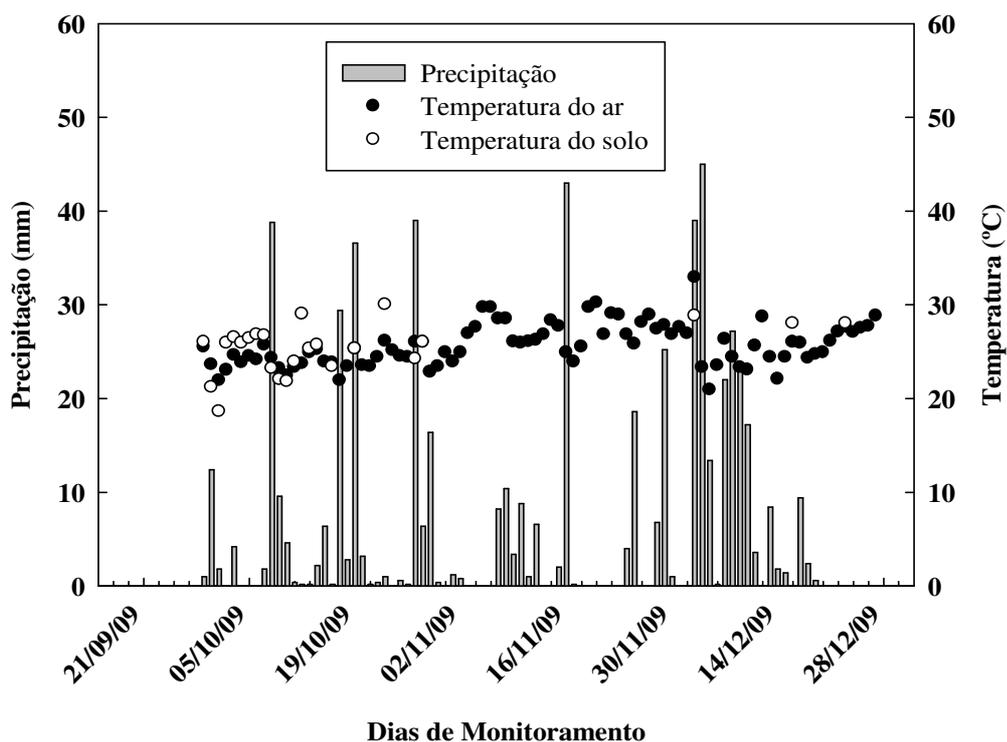


Figura 5: Dados de precipitação, temperaturas do ar e do solo da Fazendinha Agroecológica e Terraço experimental da Embrapa Agrobiologia na Cidade de Seropédica – RJ no período de amostragem do experimento.

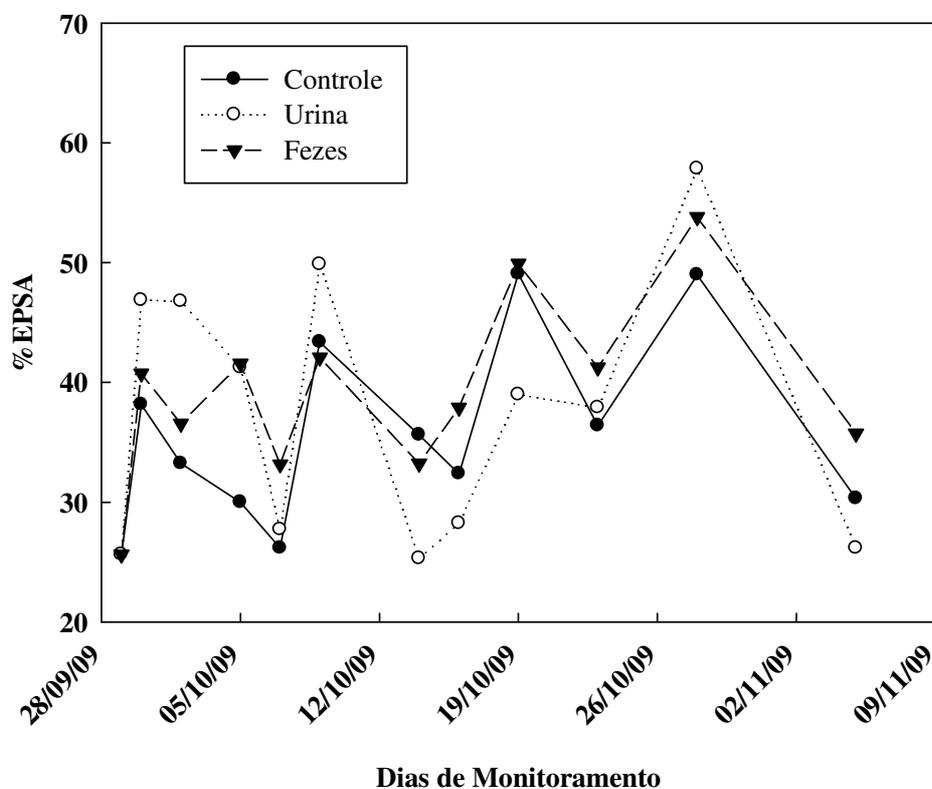


Figura 6: Espaço poroso saturado por água (EPSA) de um Argissolo Vermelho-Amarelo no município de Seropédica, nos tratamentos controle, urina e fezes durante o período de amostragem do experimento.

Com relação à volatilização de NH_3 , tanto no tratamento com urina quanto no tratamento com fezes, mais de 2 g de N m^{-2} foram perdidos na forma de amônia durante o período de 9 dias de monitoramento. Apesar de valores semelhantes, as perdas de N da urina foram bem superiores as das fezes quando se considera a quantidade de N aplicado na área tratada pela excreta (Tabela 8).

As excretas apresentaram comportamento diferenciado quanto à volatilização de NH_3 , sendo que a maior parte do total de N volatilizado da urina ocorreu nos 3 primeiros dias de monitoramento, enquanto que nas fezes isso ocorreu nos 3 dias finais (Figura 7).

Tabela 8: Quantidade total de N emitida como N_2O e volatilizada como NH_3 e suas respectivas frações de emissão para os diferentes tratamentos.

Tratamento	Quantidade de N aplicada (g N câmara ⁻¹)	Total Volatilizado NH_3 (mg N- NH_3 m ²)	Fração Volatilizada NH_3	Total Emitido N_2O (mg N- N_2O m ²)	Fração Emitida N_2O
Urina	8,3	2557,00	0,0681 a	195,25	0,0048 a
Fezes	3,2	2091,79	0,0269 b	22,73	0,0007 b

Médias seguidas de letras iguais na mesma coluna indicam que não houve diferença significativa pelo teste de Scott-Knott. a 5%.

Os valores volatilizado e emitido do controle foram de 173,13 mg N- NH_3 m⁻² e 12,54 mg N- N_2O m⁻².

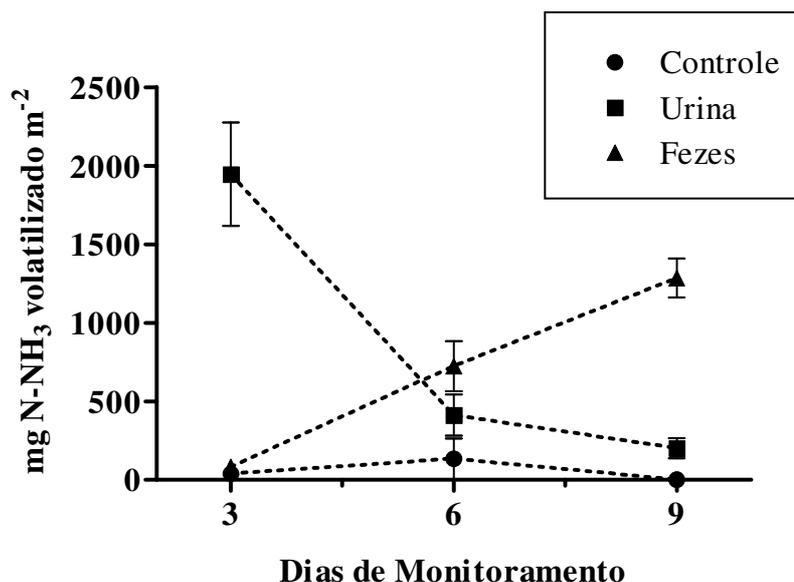


Figura 7: Quantidade de N volatilizado na forma de amônia em um Argissolo Vermelho-Amarelo no município de Seropédica, com a aplicação dos tratamentos controle, urina e fezes aos 3, 6 e 9 dias de monitoramento. As barras indicam o erro padrão das médias

A produção de massa seca e o teor de N total do capim do interior das câmaras que receberam o tratamento com urina foram significativamente superiores aos demais tratamentos no primeiro corte, enquanto que as do tratamento com as fezes não diferiram do controle (Tabela 9). Esse resultado mostra que o N contido nas fezes é recalcitrante, com uma contribuição imperceptível para a nutrição da forrageira em curto prazo, diferente do que ocorre com a urina (Tabela 10).

Tabela 9: Acumulação de matéria seca e N Total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina e fezes aos 25, 58 e 204 dias após a aplicação dos tratamentos.

Tratamentos	Corte 1 - 25 dias		Corte 2 - 58 dias		Corte 3 - 204 dias	
	Matéria seca (g m ⁻²)	N Total (%)	Matéria seca (g m ⁻²)	N Total (%)	Matéria seca (g m ⁻²)	N Total (%)
Controle	113,34 b	2,21 b	276,74 a	1,98 a	65,36 ± 20 a	1,75 a
Urina	186,83 a	3,48 a	285,08 a	2,48 a	54,67 ± 19,8 a	1,48 a
Fezes	93,88 b	2,27 b	264,54 a	1,75 a	46,70 ± 14,4 a	1,24 a

Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

Tabela 10: Acumulação de N total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina e fezes e eficiência de recuperação do N aplicado.

Tratamento	N Total (g m ⁻²)	N recuperado (g m ⁻²)	Eficiência de recuperação (%)
Controle	10,66 b	-	-
Urina	16,88 a	6,22	16,48
Fezes	10,37 b	-0,29	0

Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

4.2 Emissão de N₂O, Volatilização de NH₃, N Mineral, EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Goiás 1 – Época Chuvosa

A adição de urina promoveu fluxos de N₂O significativamente superiores aos demais tratamentos durante o primeiro mês de monitoramento, chegando a valores próximos de 12 mg N m⁻² h⁻¹ após 6 dias da aplicação da urina. O tratamento com uréia só apresentou fluxos de N₂O significativamente diferentes aos do controle 5 e 7 dias após a aplicação dos tratamentos, já o tratamento com as fezes manteve-se semelhante ao controle durante todo o período de monitoramento (Figura 8).

Em função das frequentes chuvas durante o período experimental (Figura 9), o EPSA manteve-se ao redor de 60%, sendo encontrados valores próximos a 80% para o tratamento que recebeu fezes (Figura 10). Os maiores valores para esse tratamento podem estar relacionados ao fato das amostras de solo ter sido retirada da área sob as fezes, região que ficava protegida da ação direta do sol, apresentando maior umidade que as demais.

A aplicação de urina claramente elevou os níveis de N mineral do solo, o que foi fundamental para garantir os maiores fluxos de N₂O em relação aos demais tratamentos (Figura 11). A aplicação de uréia elevou os níveis de N mineral do solo apenas no início do experimento, onde se observou os maiores fluxos de N₂O para esse tratamento.

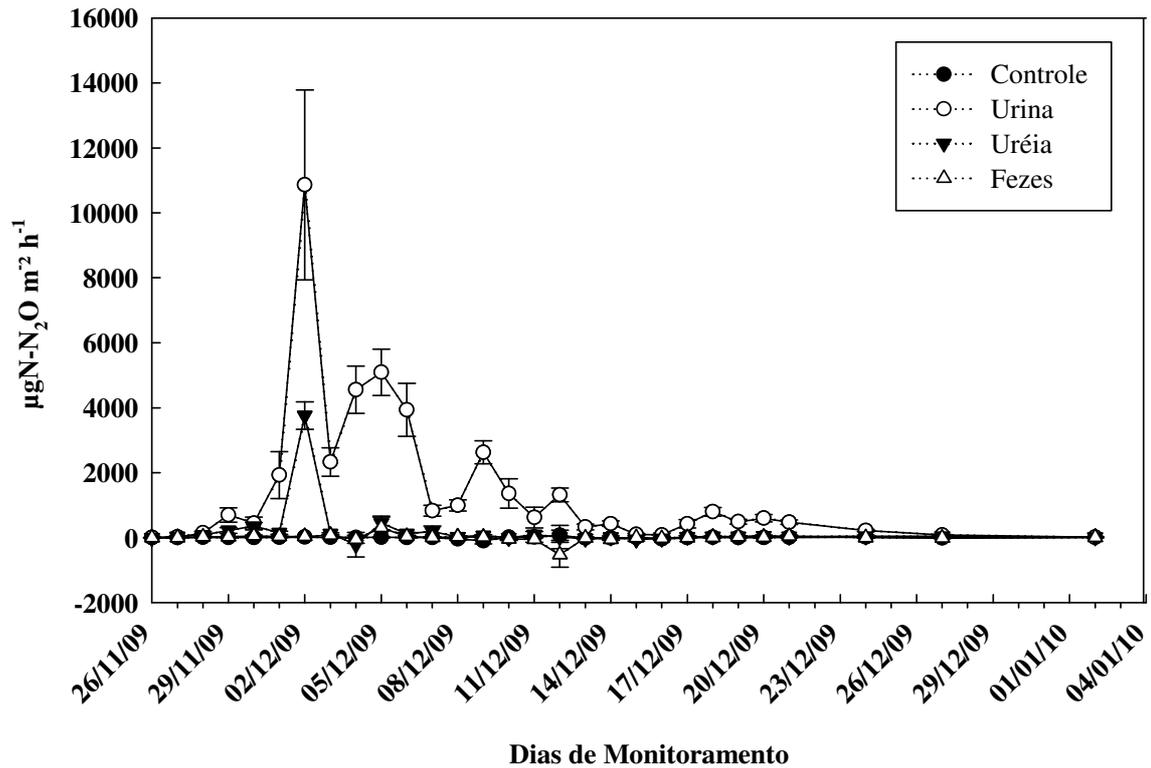


Figura 8: Fluxo médio diário de N₂O de um Latossolo Vermelho Distroférrico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação chuvosa, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As barras indicam o erro padrão das médias

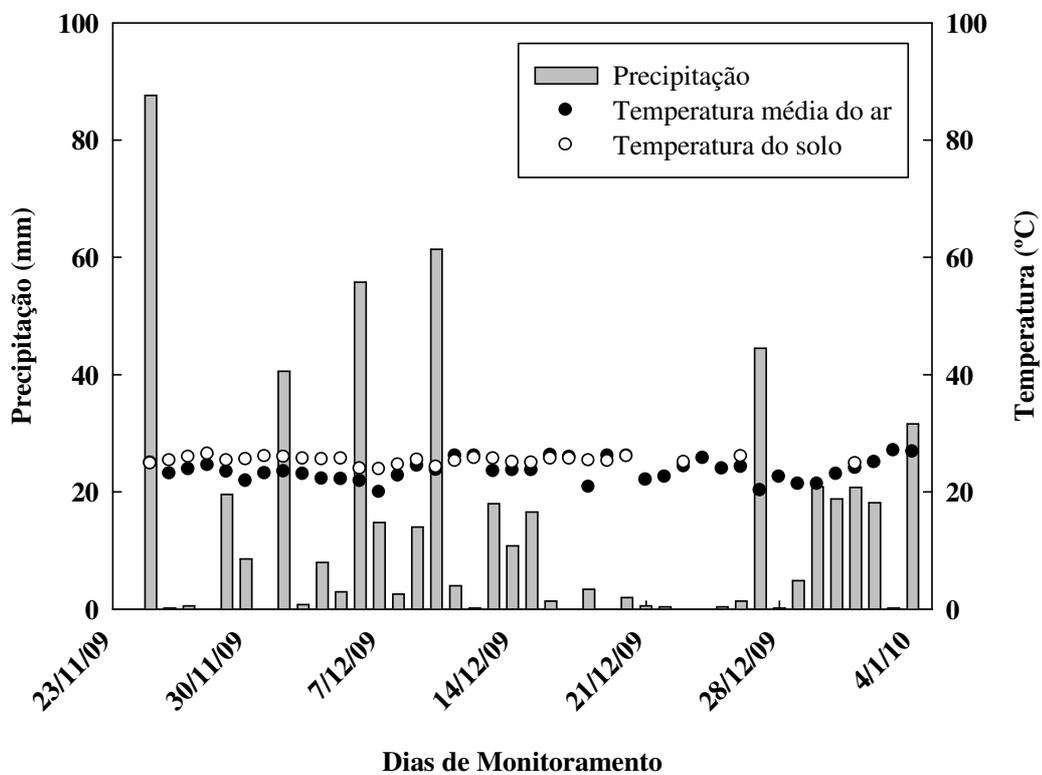


Figura 9: Dados de precipitação, temperatura média do ar e temperatura do solo da estação meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO no período de amostragem do experimento.

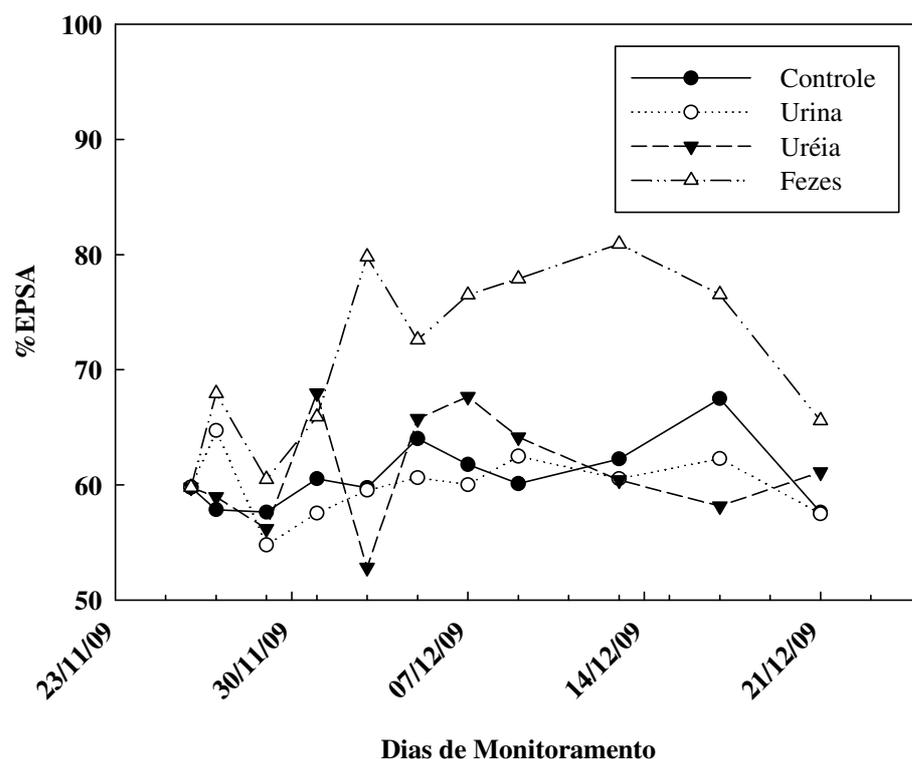


Figura 10: Espaço poroso saturado por água (EPSA) em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO, nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes durante o período de amostragem do experimento.

A maior parte do total de N volatilizado da urina e do tratamento uréia foi perdido nos 2 primeiros dias de monitoramento (Figura 12), sendo os valores encontrados para urina bem superiores que os de uréia, principalmente pelo fato de a dose de N correspondente a urina ser bem superior a aplicada através da uréia (Tabela 11). Nas fezes a volatilização de NH_3 ocorreu ao longo de 13 dias, aumentando após o segundo dia de monitoramento até o sétimo, tornando a diminuir a partir de então. As perdas de NH_3 mais tardias que ocorrem nas fezes é em função da elevação de seu pH com o tempo, o que foi observado por FERREIRA (1995).

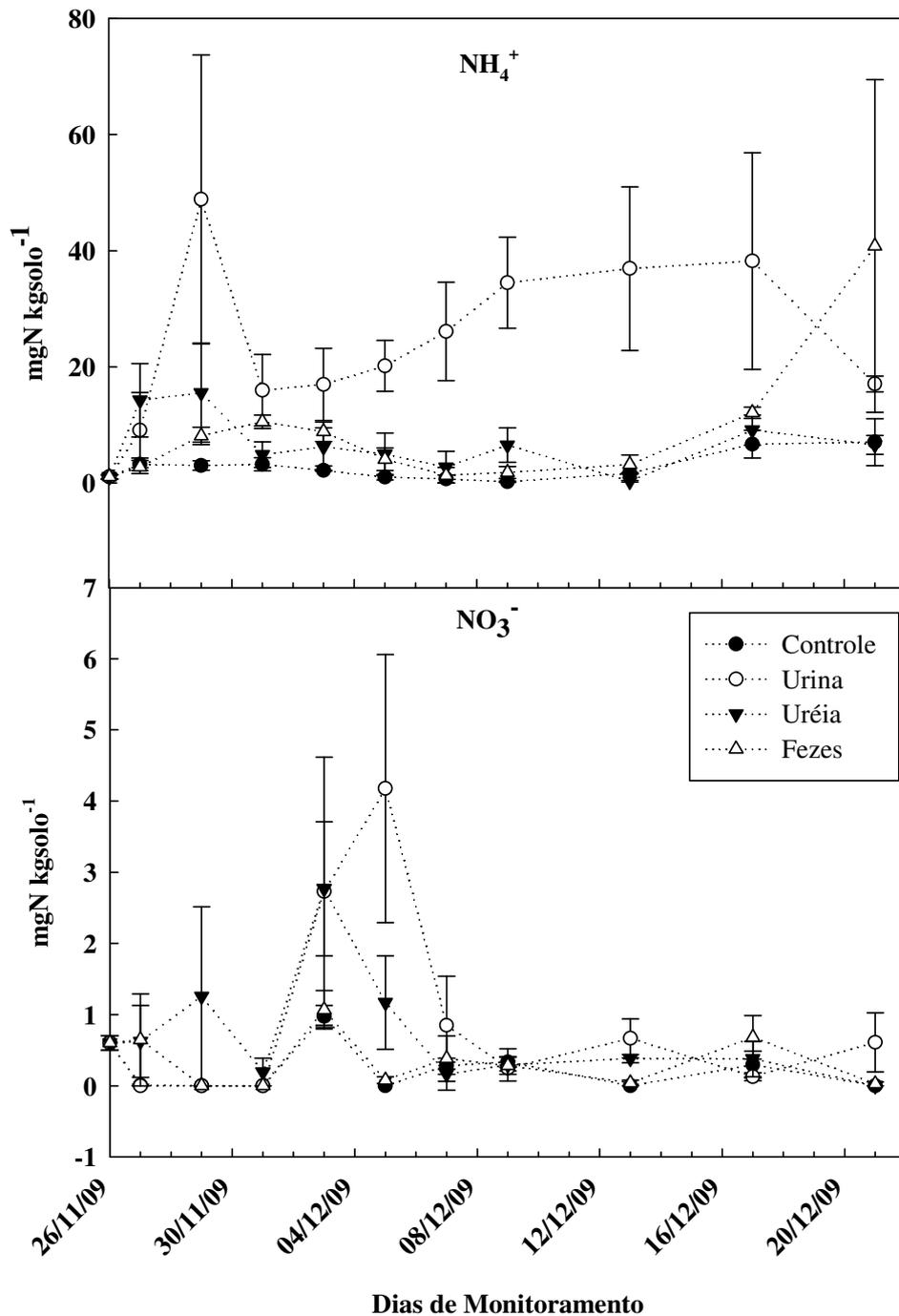


Figura 11: Concentração de nitrato e amônio em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação chuvosa, contendo os tratamentos controle, urina, uréia e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias.

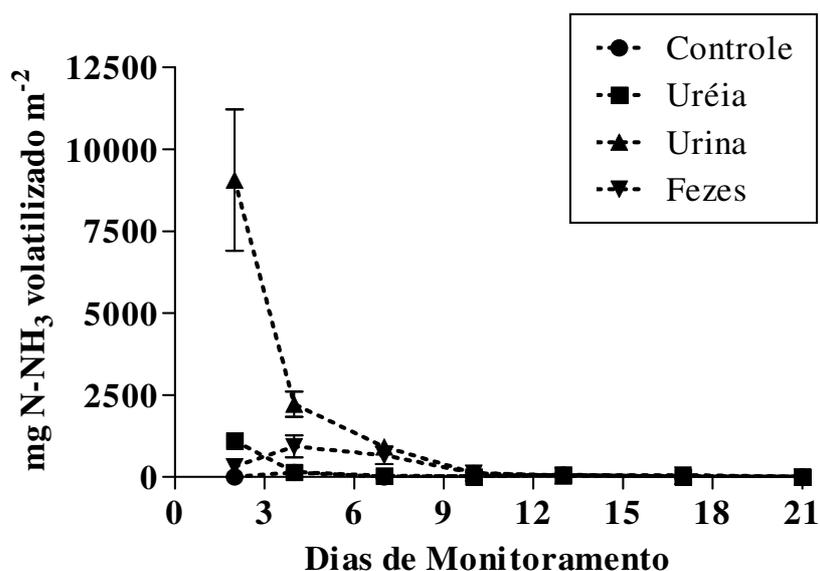


Figura 12: Quantidade de N volatilizado na forma de amônia de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás durante a estação chuvosa, aos 2, 4, 7, 10, 13, 17 e 21 dias após a aplicação dos tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias.

Apesar de doses de N elevadas, as aplicações das excretas na pastagem não levaram a ganho significativo nem na produção de matéria seca nem no teor de N do capim (Tabela 12), o que é consequência da baixa recuperação do N das excretas pelo capim do interior das câmaras (Tabela 13).

Tabela 11: Quantidade de N aplicada nos tratamentos, total de N perdido na forma de NH₃ e N₂O e suas respectivas frações.

Tratamento	Quantidade de N aplicada (g N câmara ⁻¹)	Total		Total Emitido N ₂ O (mg N-N ₂ O m ²)	Fração Emitida N ₂ O
		Volatilizado NH ₃ (mg N-NH ₃ m ⁻²)	Fração Volatilizada NH ₃		
Urina	10,1	12409,73	0,3039 a	1045,55	0,0255 a
Uréia	2,5	1393,63	0,1398 b	162,41	0,0156 b
Fezes	4,1	2133,56	0,0234 b	24,39	0,0011 c

Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%. Os valores volatilizado e emitido do controle são de 231,17 mg N-NH₃ m² e 5,92 mg N-N₂O m², respectivamente.

Tabela 12: Acumulação de matéria seca e N Total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes aos 42 dias após a aplicação dos tratamentos.

Tratamento	Matéria seca (g m ⁻²)	N Total (%)
Controle	19,28 ± 6,3 a	1,70 a
Urina	22,10 ± 11,6 a	2,17 a
Uréia	14,59 ± 12,9 a	1,92 a
Fezes	20,38 ± 6,5 a	1,98 a

Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

Tabela 13: Acumulação de N total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes e eficiência de recuperação do N aplicado.

Tratamento	N Total (g m ⁻²)	N recuperado (g m ⁻²)	Eficiência de recuperação (%)
Controle	0,32 a	-	-
Urina	0,47 a	0,15	0,35
Uréia	0,26 a	-0,05	0
Fezes	0,40 a	0,08	0,09

Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

4.3 Emissão de N₂O, Volatilização de NH₃, N Mineral, EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Goiás 2 – Época Chuvosa

A adição de urina promoveu fluxos de N₂O significativamente superiores aos demais tratamentos durante os primeiros 20 dias de monitoramento, chegando a valores próximos de 2,5 mg N m⁻² h⁻¹ após 7 dias de aplicação da urina (Figura 13). A adição das fezes promoveu fluxos de N₂O diferentes do controle 6 dias após a aplicação dos tratamentos, mantendo-se assim nos 5 dias seguintes, sem diferença significativa nos demais dias de monitoramento.

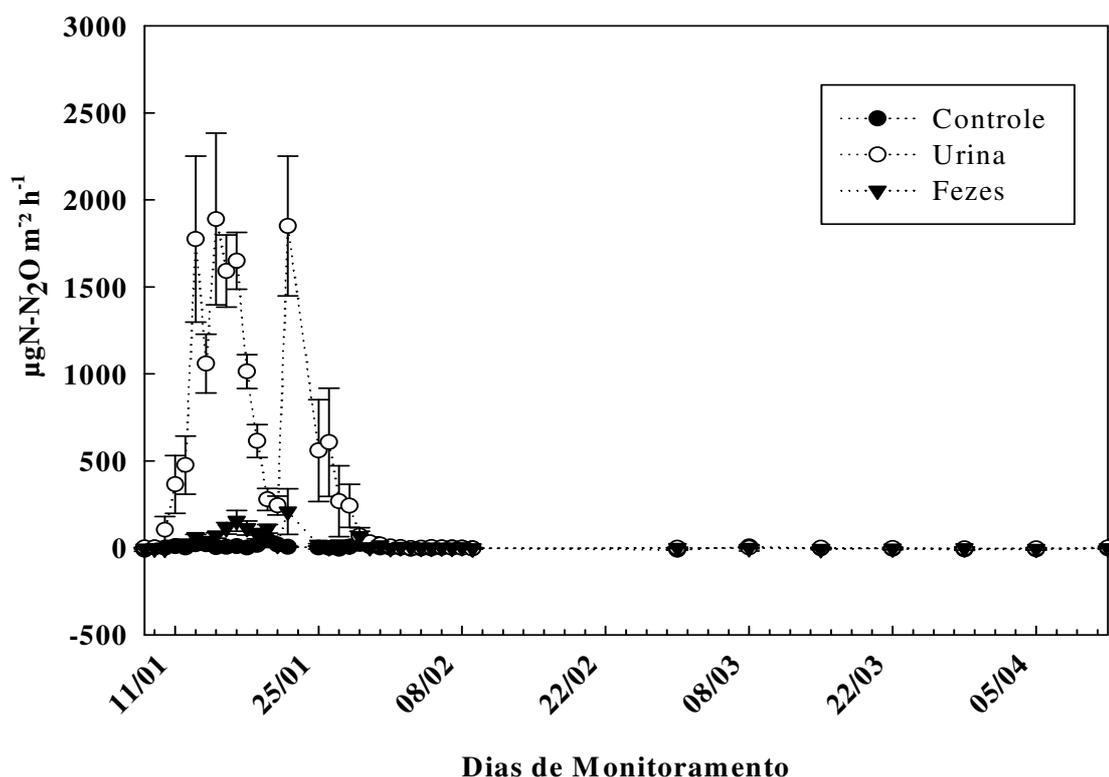


Figura 13: Fluxo médio diário de N₂O de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação chuvosa, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As barras indicam o erro padrão das médias.

Observa-se que as ocorrências de chuvas fortes (Figura 14) influenciaram os altos fluxos de N₂O, porém nos meses finais de monitoramento as chuvas fortes não elevaram os fluxos de N₂O do solo, mostrando que outro fator limitou os fluxos desse gás. Além disso, as ocorrências de chuvas, principalmente no período inicial de monitoramento, colaboraram para que o EPSA se mantivesse ao redor de 60% (Figura 15).

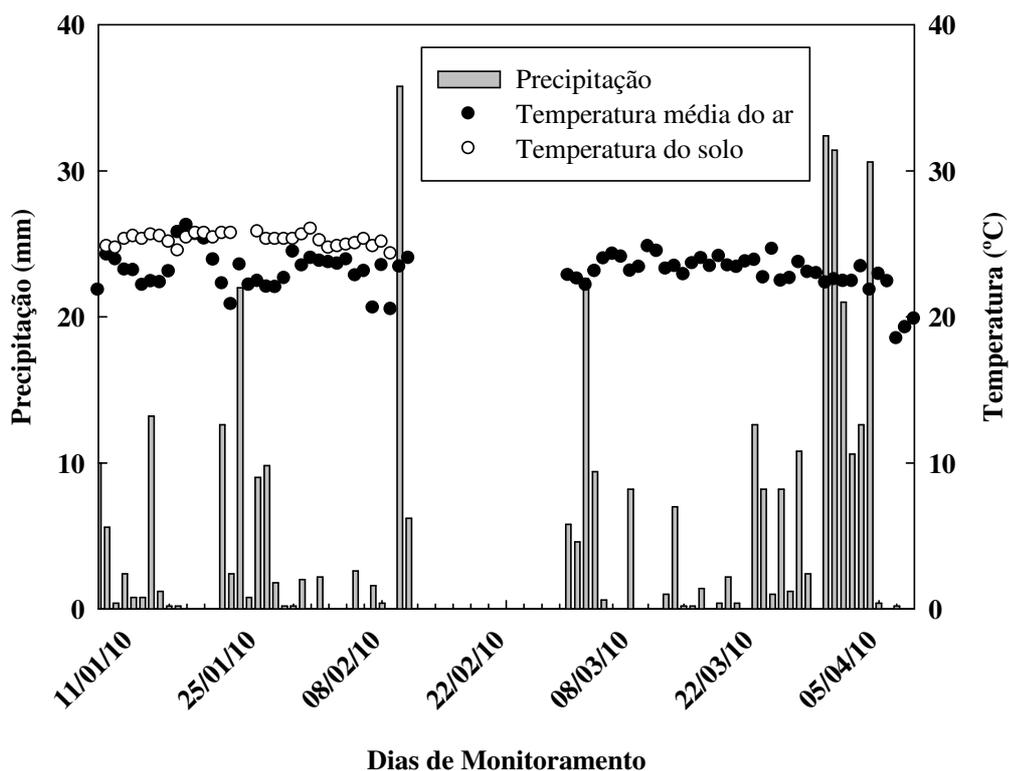


Figura 14: Dados de precipitação, temperatura média do ar e temperatura do solo da estação meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO no período de amostragem do experimento.

A aplicação de urina claramente elevou os níveis de N mineral do solo (Figura 16), o que foi fundamental para garantir maiores fluxos de N_2O em relação aos demais tratamentos.

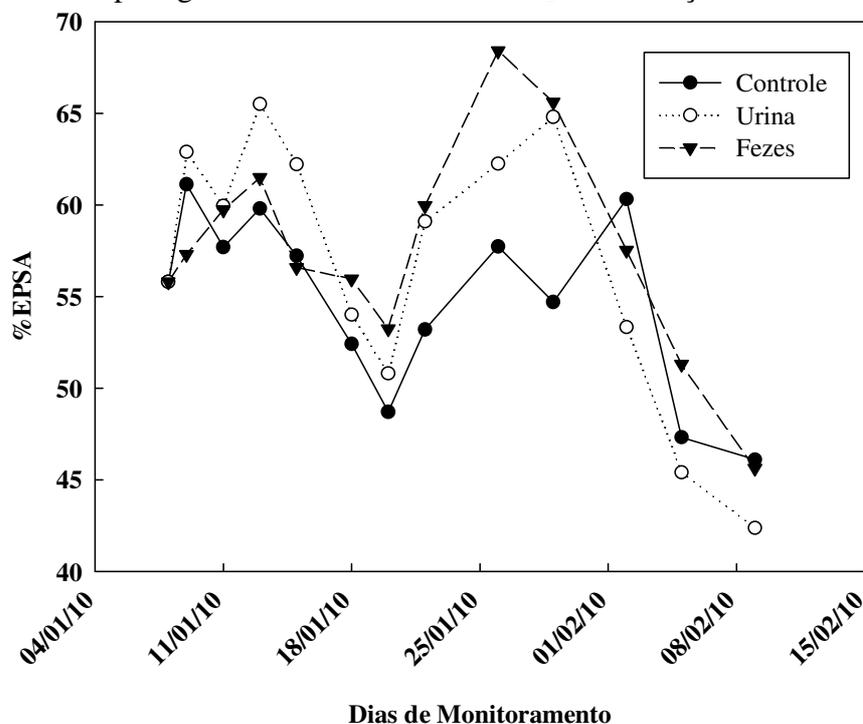


Figura 15: Espaço poroso saturado por água (EPSA) em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás, nos tratamentos controle, urina e fezes durante o período de amostragem do experimento.

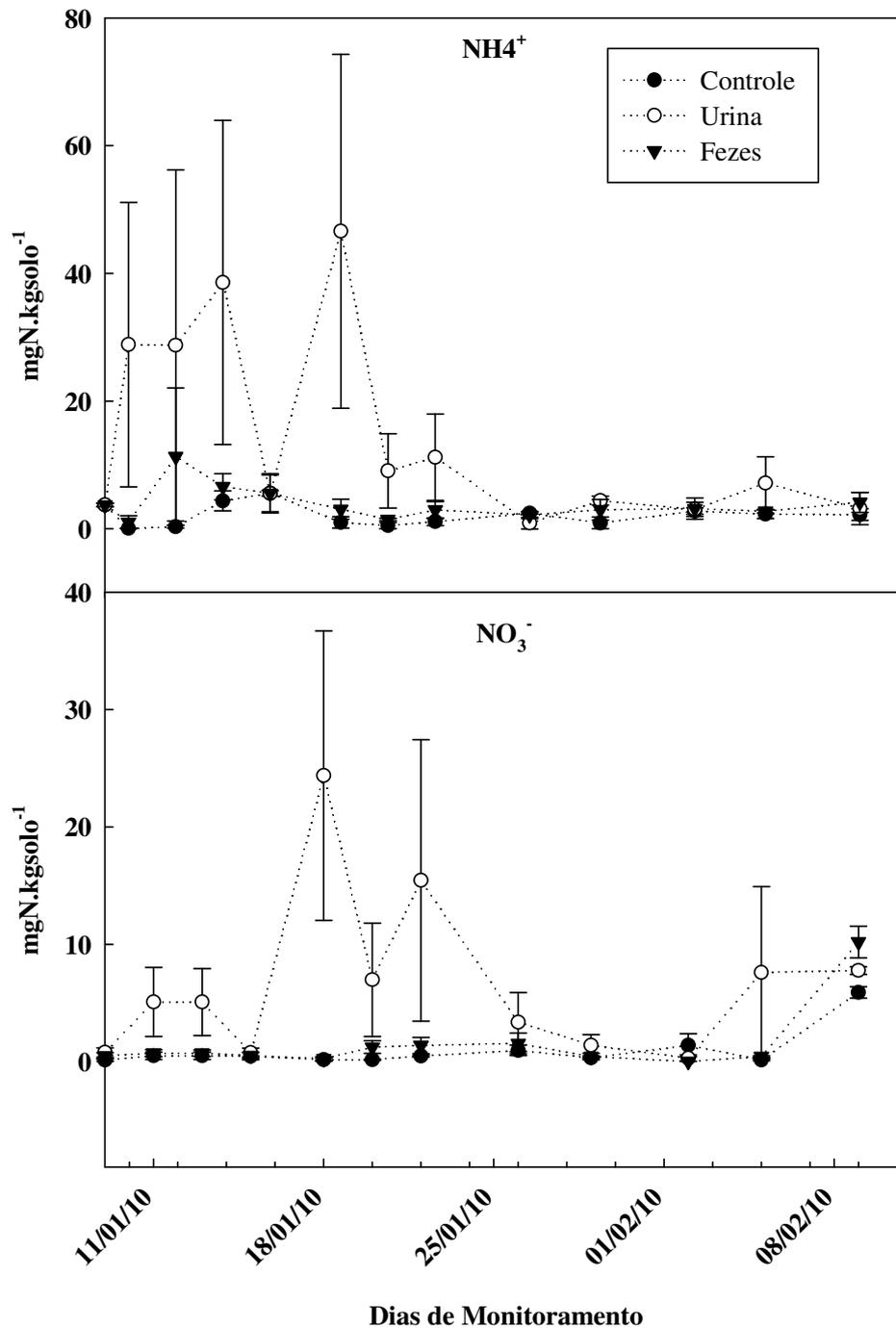


Figura 16: Concentração de nitrato e amônio em um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás na estação chuvosa, contendo os tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias.

Quanto à volatilização de NH_3 , as excretas apresentaram o mesmo comportamento observado no experimento anterior. A maior parte do total de N volatilizado da urina foi perdido nos 2 primeiros dias de monitoramento, enquanto que nas fezes a volatilização de NH_3 ocorreu ao longo de 13 dias, aumentando após o segundo dia de monitoramento até o décimo, tornando a diminuir a partir de então (Figura 17).

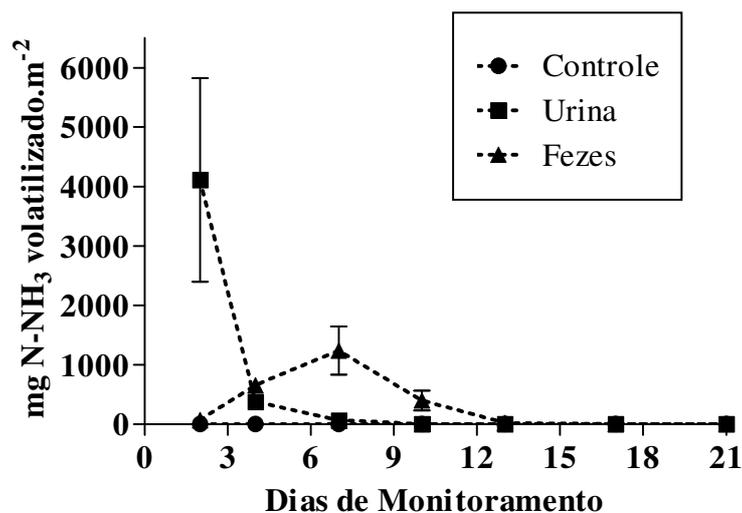


Figura 17: Quantidade de N volatilizado na forma de amônia de um Latossolo Vermelho Distroférico durante a época chuvosa, aos 2, 4, 7, 10, 13, 17 e 21 dias após a aplicação dos tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das

Apesar de as fezes representarem uma dose de N superior a 3 vezes a dose de N da urina, suas perdas através de volatilização de NH₃ e emissões de N₂O não superaram 3% do N aplicado, enquanto que na urina esse valor superou 18% (Tabela 14).

Tabela 14: Quantidade de N aplicada nos tratamentos, total de N perdido na forma de NH₃ e N₂O e suas respectivas frações.

Tratamento	Quantidade de N aplicada (g N câmara ⁻¹)	Total		Total Emitido N ₂ O (mg N-N ₂ O m ⁻²)	Fração Emitida N ₂ O
		Volatilizado NH ₃ (mg N-NH ₃ m ⁻²)	Fração Volatilizada NH ₃		
Urina	6,4	4558,53	0,1683 a	352,77	0,0131 a
Fezes	4,2	2385,13	0,0255 b	24,46	0,0016 b

*Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

Os valores volatilizado e emitido do controle são respectivamente de 0,54 mg N-NH₃ m² e -3,26 mg N-N₂O m².

A aplicação de urina na pastagem resultou em diferenças na produção de matéria seca do capim do interior da câmara, chegando quase ao dobro do encontrado para os tratamentos controle e com aplicação de fezes (Tabela 15). Apesar disso, a recuperação de N encontrada para o tratamento com urina foi baixa, não chegando a 1% do N aplicado (Tabela 16).

Tabela 15: Acumulação de matéria seca e N Total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina, uréia e fezes aos 31 dias após a aplicação dos tratamentos.

Tratamento	Matéria seca (g.m ⁻²)*	N Total (%)*
Controle	7,01 b	1,68 a
Urina	13,83 a	1,82 a
Fezes	7,24 b	1,85 a

*Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

Tabela 16: Acumulação de N total do capim do interior das câmaras nos tratamentos controle, urina e fezes e eficiência de recuperação do N aplicado.

Tratamento	N Total (g.m ⁻²)	N recuperado (g.m ⁻²)	Eficiência de recuperação (%)
Controle	0,11 b	-	-
Urina	0,26 a	0,15	0,55
Fezes	0,13 b	0,02	0,02

*Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

4.4 Emissão de N₂O, Volatilização de NH₃, N Mineral, EPSA e Fração de N Perdida no Experimento em Goiás 3 – Época Seca

Inicialmente os fluxos de N₂O tanto do tratamento com urina, quanto do tratamento com as fezes, não diferiram do controle (Figura 18). Nem mesmo no dia seguinte a aplicação da urina os fluxos encontrados foram significativos. Após a simulação da segunda chuva, equivalente a 20 mm, os fluxos de N₂O no tratamento urina se mostraram significativos, mantendo-se dessa forma durante uma semana.

Durante o período de monitoramento não houve a ocorrência de chuvas (Figura 19), o que é característico da região de Cerrado nessa época do ano. Observa-se que a ausência de chuvas manteve o EPSA do solo abaixo de 30% (Figura 20), e somente após a simulação de chuva esse chegou a valores próximos de 45%.

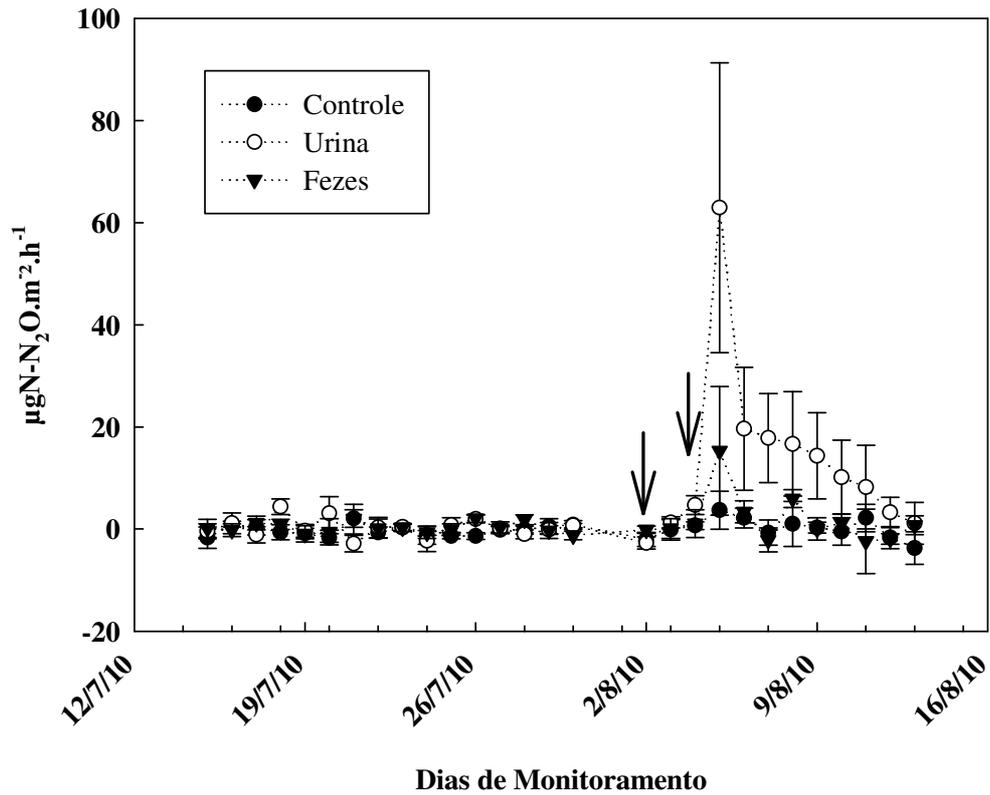


Figura 18: Fluxo médio diário de N₂O de um Latossolo Vermelho Distroférrico na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO durante a estação seca, com a aplicação dos tratamentos urina, fezes e o controle. As setas representam a simulação de chuvas, sendo a primeira equivalente a uma lâmina de 8 mm e a segunda equivalente a uma lâmina de 20 mm aplicadas na área da câmara. As barras indicam o erro padrão das médias.

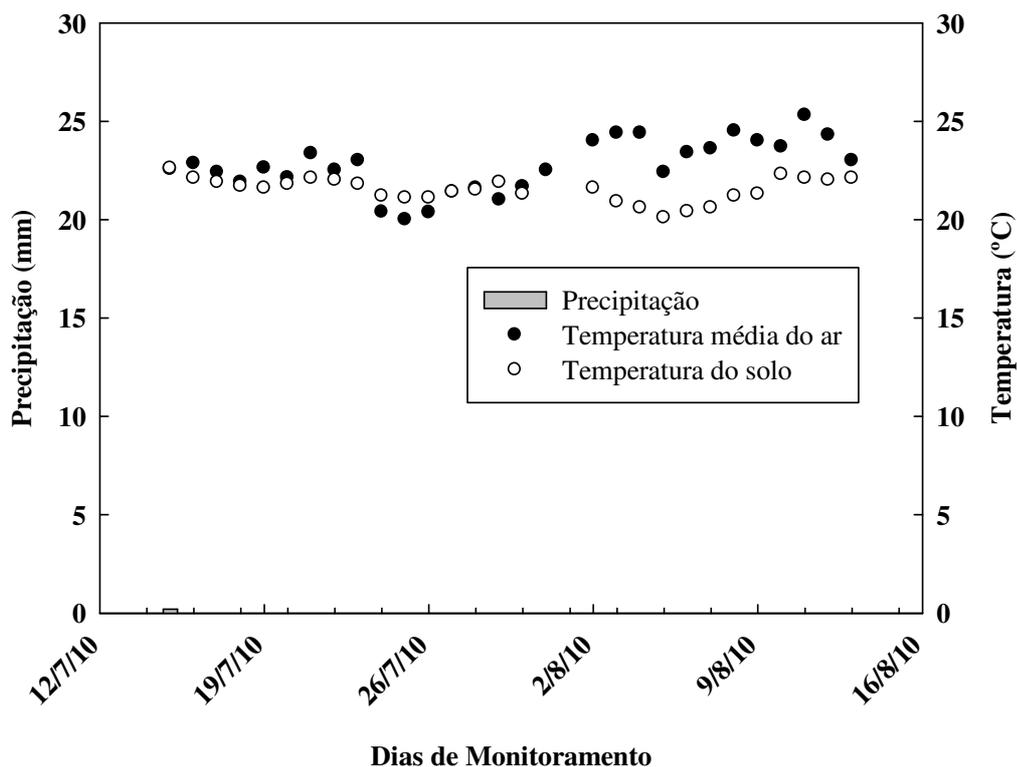


Figura 19: Dados de precipitação, temperatura média do ar e temperatura do solo da estação meteorológica da Embrapa Arroz e Feijão na cidade de Santo Antônio de Goiás - GO no período de amostragem do experimento.

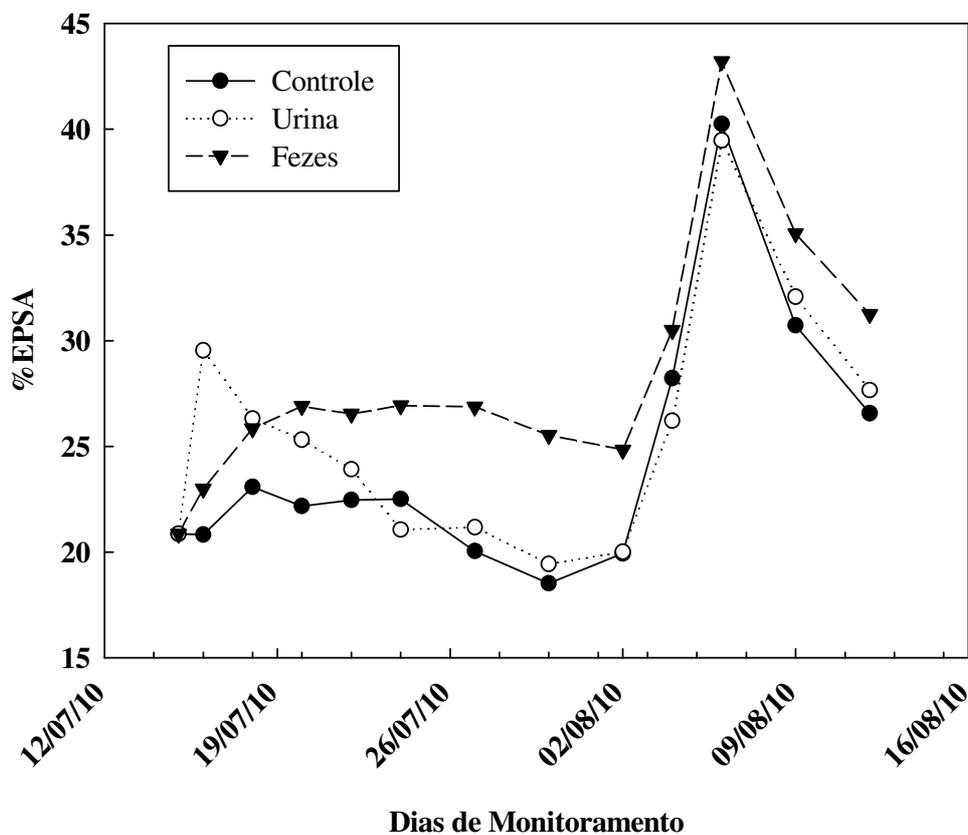


Figura 20: Espaço poroso saturado por água (EPSA) de um Latossolo Vermelho na cidade de Santo Antônio de Goiás – GO, nos tratamentos controle, urina e fezes durante o período de amostragem do experimento.

A aplicação das excretas inicialmente não elevou os teores de N mineral no solo, o que se deveu, provavelmente, ao fato da ausência de chuvas estarem limitando a hidrólise da uréia. Nota-se que com a simulação de chuvas os teores de N mineral, principalmente os teores de amônio aumentaram de forma substancial (Figura 21).

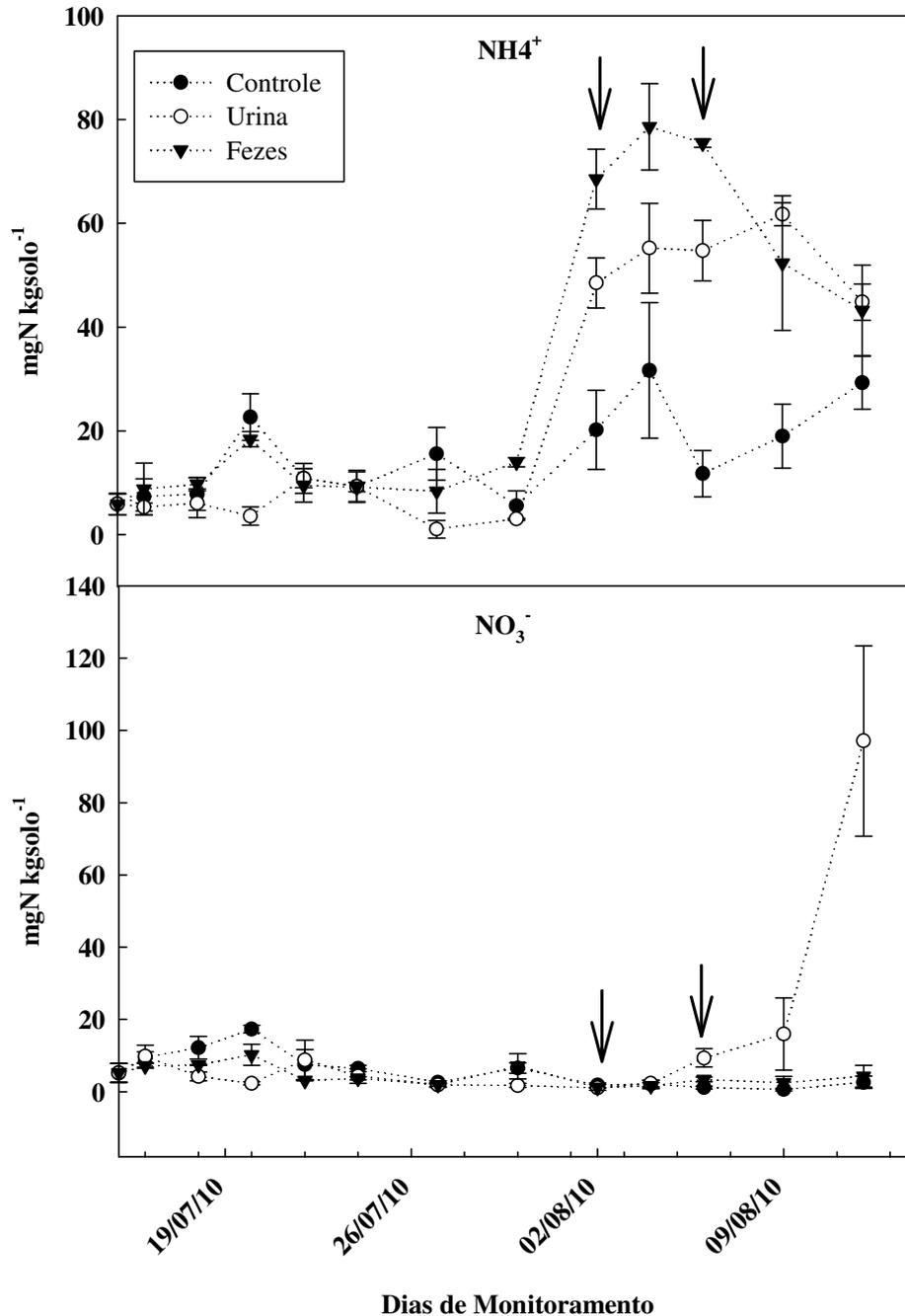


Figura 21: Concentração de nitrato e amônio de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás - GO durante a estação seca, contendo os tratamentos controle, urina e fezes. As setas representam a simulação de chuvas, sendo a primeira equivalente a uma lâmina de 8 mm e a segunda equivalente a uma lâmina de 20 mm aplicadas na área da câmara. As barras indicam o erro padrão das médias.

A volatilização de amônia das excretas seguiu o padrão dos experimentos anteriores, sendo as maiores perdas do tratamento urina encontrada nos 3 primeiros dias de

monitoramento, enquanto que as perdas nas fezes ocorrem de forma mais tardia (Figura 22). Maiores valores de volatilização foram encontrados nesse experimento, o que está provavelmente relacionado às condições mais secas, apesar disso, os valores elevados no tratamento controle podem sugerir algum tipo de contaminação nos reagentes utilizados.

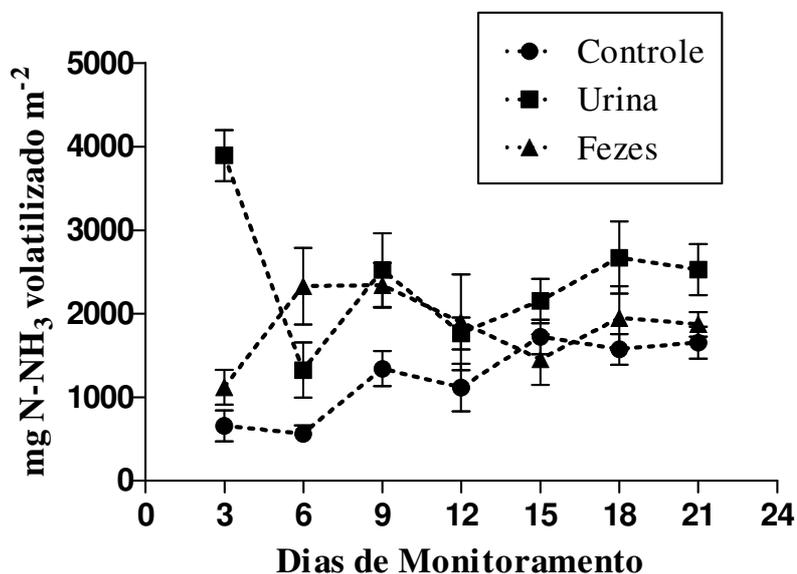


Figura 22: Quantidade de N volatilizado na forma de amônia de um Latossolo Vermelho Distroférico na cidade de Santo Antônio de Goiás - GO durante a estação seca, aos 3, 6, 9, 12, 12, 18 e 21 dias de monitoramento dos tratamentos controle, urina e fezes. As barras indicam o erro padrão das médias.

As perdas de N das excretas foram elevadas, sendo a volatilização de amônia o principal mecanismo de perda, uma vez que as perdas por emissão de óxido nitroso foram praticamente nulas (Tabela 17).

Tabela 17: Quantidade de N aplicada nos tratamentos, total de N perdido na forma de NH₃ e N₂O e suas respectivas frações.

Tratamento	Quantidade de N aplicada (g N câmara ⁻¹)	Total Volatilizado NH ₃ (g N-NH ₃ m ²)	Fração Volatilizada NH ₃	Total Emitido N ₂ O (mg N-N ₂ O m ²)	Fração Emitida N ₂ O
Urina	9,5	169,91	0,5055 a	3,92	0,0001 a
Fezes	4,5	130,26	0,1270 b	0,56	0,0000 a

Médias seguidas por letras iguais não são significativamente diferentes de acordo com o teste de Scott-Knott a 5%.

Os valores volatilizado e emitido do controle são respectivamente de 85,41 g N-NH₃ m² e - 0,06 mg N-N₂O m².

5 DISCUSSÃO

5.1 Emissões de Óxido Nitroso

A adição de urina claramente elevou os fluxos de N_2O do solo (Figuras 4, 8, 13 e 18) principalmente após eventos de chuva que foram constantes tanto no experimento em Seropédica, quanto nos dois experimentos da época chuvosa em Goiás. As ocorrências de chuvas fortes levam ao aumento da saturação do solo com água e criam condições limitantes de O_2 , favorecendo assim ao processo de desnitrificação (DOBBIE & SMITH, 2001).

A desnitrificação é o principal processo de produção de N_2O nos solos, sendo esse normalmente favorecido quando o EPSA encontra-se acima de 60% (LIU et al., 2007 e DOBBIE et al., 1999). Observa-se que nos experimentos 1 e 2 em Goiás o EPSA manteve-se a maior parte do tempo próximo de 60% (Figuras 10 e 15), o que confirma que a saturação do solo foi um importante fator para ocorrência de fluxos de N_2O elevados, chegando a valores próximos de 12mg e $2,5\text{mg N-N}_2\text{O.m}^{-2}.\text{h}^{-1}$, nos experimentos 1 e 2 em Goiás respectivamente. Porém, no experimento em Seropédica o EPSA na maior parte das amostragens não ultrapassou 50% (Figura 6), o que explicaria os menores fluxos de N_2O comparados aos de Goiás. Por se tratar de Argissolo, cujo horizonte A é mais arenoso, o solo de Seropédica retém menor quantidade de água quando comparado ao Latossolo de Goiás.

No experimento em Goiás na época seca, a simulação de 20 mm de chuva fez com que o EPSA passasse de cerca de 25% para algo próximo de 45% (Figura 20), aumento que coincidiu com a elevação nos fluxos de N_2O no tratamento urina, mostrando que a umidade do solo era um dos fatores que estavam limitando os fluxos de N_2O .

LUO et al. (2008), avaliando fluxos de N_2O após aplicação de urina em pastagem na Nova Zelândia, encontraram que os maiores fluxos ocorreram nas épocas chuvosas, inverno e primavera, onde os valores de EPSA na maioria dos casos eram superiores à capacidade de campo (65%). WILLIAMS et al. (1999), avaliando fluxos de N_2O em pastagens no Reino Unido, também encontraram maiores valores após ocorrência de chuvas e menores valores em condições mais secas.

A disponibilidade de nitrogênio mineral no tratamento urina foi fator fundamental para ocorrência dos fluxos elevados de N_2O em relação aos demais tratamentos. Nos dois experimentos da época chuvosa em Goiás registrou-se elevação dos teores de N mineral no solo após a aplicação de urina (Figuras 11 e 16), principalmente os teores de amônio, fruto da hidrólise da uréia, principal composto nitrogenado da urina. Segundo JARVIS et al. (1989), a uréia pode representar 75% ou mais do N total da urina de bovinos, e que ao ser aplicada ao solo, rapidamente é hidrolisada até amônio. As baixas concentrações de NO_3^- observadas podem ser explicadas por perdas em função dos intensos e frequentes eventos de chuva, seja por lixiviação para horizontes mais profundos em função da alta mobilidade do NO_3^- , ou mesmo por desnitrificação.

Além disso, na literatura existem resultados que mostram que a forma predominante de N mineral nos solos de cerrado nativo e de pastagens é a amoniacal, em função dos valores ácidos de pH do solo (< 6), e também da absorção preferencial de nitrato pelas plantas (D'ANDRÉA et al., 2004).

No experimento da época seca, somente após a simulação de chuva foi possível a observação do aumento dos teores de N mineral do solo em função da aplicação de urina (Figura 21), mostrando a importância do umedecimento do solo na atividade dos microorganismos e enzimas responsáveis pela dinâmica do nitrogênio no solo.

Em todos os experimentos tanto a temperatura do ar, como a temperatura do solo, encontraram-se na maior parte do tempo oscilando entre valores de 20 a 25 °C (Figuras 5, 9, 14 e 19), o que são considerados valores não limitantes para as emissões de N₂O. Segundo DAVIDSON et al. (2006), as temperaturas influenciam nas magnitudes dos fluxos de N₂O, porém estas só se tornam limitantes quando atingem valores muito baixos, interferindo diretamente nos processos bioquímicos, limitando a atividade dos microorganismos do solo.

O tratamento com as fezes, apesar de representar uma dose elevada de N (em todos os experimentos acima de 70g.m⁻² na área coberta pelas fezes), não resultou em fluxos elevados de N₂O, sendo semelhante ao controle na maior parte das amostragens (Figuras 4, 8, 13 e 18).

Diferentemente do que ocorre com a urina, o nitrogênio presente nas fezes não se encontra prontamente disponível. A lenta degradação do material fecal aparentemente resulta em uma baixa taxa de liberação dos nutrientes presentes em formas orgânicas (HAYNES & WILLIAMS, 1993). Ainda segundo esses autores, dois processos contribuem para a degradação das placas de fezes e conseqüentemente liberação dos nutrientes, que são (1) a quebra física, causada principalmente pelo impacto das gotas de chuva, e o pisoteio dos animais e (2) a degradação biológica, que é produzida pela biota como fungos, bactérias, besouros, minhocas, dentre outros.

Nos experimentos conduzidos na época chuvosa foi observada a influência do fator físico na decomposição das placas de fezes, uma vez que os eventos de chuva eram constantes. Com relação à ação de agentes biológicos no experimento realizado em Seropédica, não foi constatada uma influência expressiva da biota presente, da mesma forma ocorreu com o experimento da época seca em Goiás onde essa atividade não foi muito expressiva, ficando as placas de fezes praticamente intocadas até o final das avaliações. Porém nos dois experimentos da época chuvosa em Goiás, o fator biológico nitidamente influenciou na decomposição das placas de fezes, sendo observada a presença de moscas, cupins e besouros coprófagos que no dia seguinte à aplicação das fezes já haviam incorporado parte dessas ao solo.

A presença de besouros coprófagos é de extrema importância para a ciclagem de nutrientes presentes nas fezes. Normalmente, os besouros escavam galerias no solo embaixo dos bolos fecais, para onde carregam porções da massa fecal, formando estruturas nas quais depositam um ovo. A larva resultante deste ovo se alimentará das fezes do bolo formado até seu estágio adulto, quando sai para completar seu ciclo biológico. Grande parte do material enterrado acaba sendo mineralizado em curto espaço de tempo, e quantidades substanciais de N e P, presentes no bolo fecal, tornam-se disponíveis às plantas (MIRANDA et al., 2008). Apesar disso, nos experimentos realizados na época chuvosa em Goiás, onde parte das fezes foi incorporada ao solo, essas não resultaram em elevações significativas dos teores de N mineral do solo (Figuras 11 e 16), conseqüentemente limitando os fluxos de N₂O para esse tratamento.

BRAZ et al. (2002), avaliando a disponibilidade dos nutrientes das fezes de bovinos em pastejo para a forragem na Zona da Mata de Minas Gerais, não encontraram variação nos teores de N das fezes ao longo de 112 dias de monitoramento. Os autores atribuíram o resultado à baixa atividade biológica observada nas placas de fezes, além de mostrarem que o nitrogênio presente não foi susceptível à lixiviação.

Fluxos entre 3,92 e 1045,55 mg N-N₂O m⁻² foram encontrados para o tratamento com aplicação de urina, representando 0,01% e 2,55% do N aplicado respectivamente, sendo o menor valor encontrado na época seca e maior na época chuvosa (experimento 1) em Goiás (Tabelas 8, 11, 14 e 17). Esses resultados mostram uma clara variação das emissões em função das diferentes estações do ano. LUO et al. (2008), avaliando os fluxos de N₂O após aplicação de urina bovina (~1 kg N.ha⁻¹) em pastagem na nova Zelândia também encontraram variações nas emissões durante diferentes estações do ano, sendo valores entre 0,22 e 15,2 kg

N_2O ha^{-1} , representando respectivamente 0,02% e 1,52% do N aplicado. Os maiores valores foram observados no inverno e primavera, que correspondem às estações com a ocorrência de maiores precipitações, enquanto que os valores mais baixos foram observados no verão e no outono que são estações mais quentes e secas.

Para o tratamento com as fezes os fluxos encontrados variaram de 0,56 a 24,46 mg $\text{N}-\text{N}_2\text{O}.\text{m}^{-2}$, representando 0% e 0,16% do N aplicado (Tabelas 8, 11, 14 e 17), sendo novamente o menor valor encontrado na época seca e o maior na época chuvosa (experimento 2). Esses baixos valores se justificam devido à lenta liberação de nutrientes pelas fezes, como já foi mostrado anteriormente.

Comparando-se as frações de emissão de N_2O encontradas no experimento realizado em Seropédica (Tabela 5), com as encontradas por COUTO et al. (2009) para essa mesma região, porém no período de inverno (0,075 e 0,004% para urina e fezes, respectivamente), nota-se que tanto para a urina quanto para as fezes as frações encontradas para o período chuvoso foram maiores, ressaltando mais uma vez a diferença nas emissões em função da estação do ano.

Segundo o IPCC (2006), para finalidade de cálculos de inventário de gases de efeito estufa, considera-se que 2% do N contido nas excretas bovinas, sem diferenciar urina e fezes, são perdidos na forma de N_2O . Como já visto nesse trabalho, urina e fezes não se comportam de forma semelhante com relação às emissões de N_2O , sendo a participação das fezes bem menor que da urina.

Considerando-se que o N ingerido pelos animais e eliminado seja proporcionalmente igual para ambas as excretas, ou seja, 50% do N para urina e 50% para as fezes (BODDEY et al., 2004), pode-se dizer que o fator proposto pelo IPCC representa apenas a participação da urina (maior valor encontrado nesse estudo foi de 2,55% do N emitido na forma de N_2O), uma vez que o maior valor encontrado nesse estudo para emissão das fezes foi de 0,16% do N, que está bem abaixo dos 2% proposto pelo IPCC. Com isso, para essas condições de estudo o fator proposto pelo IPCC superestima as emissões de N_2O , principalmente se for levada em consideração as diferenças encontradas entre as estações do ano.

A fim de se obterem valores mais representativos para as condições brasileiras, são necessários mais estudos, em diferentes regiões, diferentes tipos de solos, pastagens e animais, que avaliem o impacto das excretas bovinas nas emissões de N_2O em pastagens.

5.2 Volatilização de Amônia

A urina representou uma fonte importante de amônia para a atmosfera, isso principalmente em função do N na urina ser em grande parte constituído por uréia, o que segundo JARVIS et al. (1989) pode representar 75% ou mais do N total da urina de bovinos. Sendo assim, o nitrogênio da urina é facilmente perdido por volatilização, devido à rápida hidrólise da uréia no solo.

A hidrólise da uréia via urina é mais rápida do que da uréia pura quando adicionada ao solo sob condições semelhantes. Isso pode ser explicado pelo efeito estimulante da hidrólise da uréia pelo ácido hipúrico, presente na urina dos animais (WHITWHEAD et al., 1989; HAYNES & WILLIAMS, 1993).

Nos quatro experimentos realizados, o tratamento com urina sofreu as maiores perdas de amônia nos primeiros dias de monitoramento (3 dias em Seropédica e 2 dias em Goiás) (Figuras 7, 12, 17 e 22). Isso se deve ao fato de a aplicação da urina, em função da hidrólise da uréia, elevar momentaneamente o pH do solo, consequentemente favorecendo as perdas por volatilização (WHITWHEAD et al., 1989; LOCKYER & WHITWHEAD, 1990).

Os valores de volatilização de amônia para o tratamento com aplicação de urina variaram de 2,56 a 169,91 g N-NH₃ m², que representam respectivamente 6,8% e 50,55% do nitrogênio aplicado (Tabelas 8, 11, 14 e 17), sendo o menor valor obtido em Seropédica e o maior valor no experimento da época seca em Goiás. De forma geral em condições de seca (altas temperaturas, maior fluxo de ar e menor umidade relativa do ar) espera-se o aumento das perdas por volatilização de amônia, uma vez que essas condições favorecem as reações no solo e a difusão desse gás para a atmosfera (TERMAN, 1979). Observa-se também que nas duas últimas amostragens da época seca os valores de volatilização aumentaram o que coincidiu com a aplicação de água nos tratamentos, mostrando mais uma vez que a umidade do solo era um fator limitante para as transformações do nitrogênio, e que com a elevação da umidade, a uréia ainda presente no solo foi hidrolisada, ocorrendo aumento nos teores de NH₄⁺ (Figura 21), possibilitando a elevação das perdas por volatilização.

Apesar de condições diferentes, variações semelhantes também foram encontradas por LOCKYER & WHITEHEAD (1990), em um experimento conduzido ao sul da Inglaterra em pastagem de *Lolium perenne* L., em que 3,7 a 26,9% do N urinário foi perdido por volatilização de amônia. Os autores atribuíram essas variações a fatores como chuva, velocidade do vento, composição botânica, dentre outros fatores. Além disso, os autores relataram que 70% da uréia presente na urina foram hidrolisados nos primeiros 4 dias de experimento.

Nota-se que no experimento da época seca em Goiás, o controle também volatilizou altas quantidades de N, totalizando mais de 80 g N-NH₃ m². Apesar das condições ambientais favorecerem esse resultado, o mesmo foi bem superior ao encontrado nos dois experimentos anteriores, o que provavelmente é indicativo de algum tipo de contaminação nos reagentes utilizados para análise. Com isso, mostra-se a grande importância da existência do tratamento controle para identificação dos reais efeitos dos demais tratamentos.

Diferentemente do tratamento com urina, a volatilização de amônia no tratamento com a aplicação das fezes ocorre de forma mais tardia (Figuras 7, 12, 17 e 22). O aumento da volatilização com o passar do tempo, provavelmente se deve ao fato de que o pH das fezes aumenta ao longo do tempo e depois torna a diminuir, o que, segundo FERREIRA (1995), colabora com o aumento das perdas de N por volatilização que ocorrem principalmente nos primeiros 10 dias de aplicação das fezes ao solo.

PETERSEN et al. (1998) também encontraram uma grande variação nas quantidades volatilizadas de NH₃ de urina e fezes bovinas em um sistema de pastagem na Dinamarca. Os autores registraram para urina valores entre 3 e 52% do N aplicado perdido por volatilização, e atribuiu parte dessa variação à alteração das condições climáticas e a composição da urina, principalmente a concentração de uréia, que aumentou significativamente com o aumento da concentração de N total na urina. Já os valores de volatilização encontrados para as fezes esses não foram significativos. Os autores atribuíram esse resultado a formação de uma crosta na superfície das fezes limitando a volatilização de NH₃ antes de ocorrer uma mineralização significativa do N das fezes.

FERREIRA (1995), avaliando as perdas de nitrogênio das excreções de bovinos em pastos formados com braquiária, atribuiu à volatilização de NH₃ as maiores perdas de N, tanto para urina quanto para fezes, atribuindo um valor próximo de 10% do N das fezes perdidos por essa via.

Segundo o IPCC (2006), 20% do nitrogênio contido nas excretas bovinas, sem diferenciar urina de fezes, são perdidos através da volatilização de amônia. Desse nitrogênio que é volatilizado, 1% representa emissões indiretas de N₂O.

Considerando-se os valores obtidos nesse experimento para a urina, o fator para volatilização proposto pelo IPCC se enquadra para as condições de Cerrado, sendo até inferior ao valor obtido para época seca (50,55%). Com relação às fezes, o valor de 20% fica bem

superior quando comparado aos resultados obtidos, principalmente para época chuvosa (Tabelas 11 e 14).

Calculando-se um fator médio para essas condições de estudo no Cerrado (~22%), levando-se em consideração que o nitrogênio ingerido pelos animais é eliminado proporcionalmente em ambas as excretas, ou seja, 50% do N para urina e 50% para as fezes (BODDEY et al., 2004), e que ocorrem 6 meses chuvosos e 6 meses secos, pode-se dizer que o fator proposto pelo IPCC é representativo dessas condições. Porém com relação às emissões indiretas de N₂O, provavelmente o valor de 1% se encontra superestimado, principalmente para época seca onde os fluxos encontrados foram próximos a zero.

Com a finalidade de se obterem valores mais representativos para as condições brasileiras é necessária a realização de mais estudos que possam avaliar a real influência das excretas bovinas na volatilização de NH₃ e emissões de N₂O.

5.3 Recuperação de N das Excretas pelas Plantas

No experimento em Seropédica e no segundo experimento da época chuvosa em Goiás foram observadas diferenças significativas nos teores de N do capim do tratamento urina em relação aos demais tratamentos (Tabelas 9, 12 e 15). No experimento em Seropédica além da diferença nos teores de N também foram observadas diferenças na produção de matéria seca do primeiro corte, mostrando que a aplicação de urina colaborou com um melhor desenvolvimento do capim. O resultado foi uma recuperação de mais de 16% do N aplicado através da urina (Tabela 10).

Os valores de recuperação do N aplicado através da urina foram inferiores ao sugerido por MARTHA Jr. et al. (2007) para pastagens tropicais. Em sua revisão, a recuperação média do nitrogênio de fertilizantes na parte aérea é de 30% (utilizando-se ¹⁵N-fertilizante). Mais recentemente, MARTHA Jr. et al. (2009) utilizando uréia marcada com ¹⁵N não encontrou influência da adubação no teor de matéria seca, nem no N total em pastagem de *Panicum maximum* cv. Tanzânia, o que refletiu em valores de recuperação do N aplicado ao redor de 5%. Esses resultados mostram que em função das características do solo e do clima, existe interferência na capacidade de resposta da planta forrageira à adubação, assim como no comportamento do fertilizante no solo.

As recuperações do N da urina pelas plantas nos dois experimentos realizados na época chuvosa em Goiás foram muito baixas (Tabelas 13 e 16), sendo o maior valor obtido no segundo experimento (0,55%). FERREIRA (2002) também encontrou baixos valores na recuperação de N urinário pela parte aérea de *Brachiaria spp.* em área de Cerrado no período chuvoso. Entre 3 e 4,7% do N da urina foram recuperados pela parte aérea após 378 dias de monitoramento.

Em nenhum dos experimentos a recuperação do N das fezes pelas plantas foi significativa, apesar de as fezes representarem doses elevadas de adubação (mais de 70 g N m⁻² na área coberta pelas fezes). Resultado semelhante foi encontrado por FERREIRA (2002) quando avaliava a ciclagem de nitrogênio das fezes bovinas em pastagens de *Brachiaria spp.*, em área de Cerrado nos períodos seco e chuvoso. No período seco, após 129 dias de monitoramento a presença das fezes bovinas não influenciou de forma significativa a produção de matéria seca nem o teor e o acúmulo de nitrogênio da parte aérea da planta. Para o período chuvoso, após 101 dias de monitoramento, mesmo as fezes havendo sido enterradas por besouros coprófagos, também não houve contribuição.

6 CONCLUSÕES

Urina e fezes não contribuíram de forma semelhante para as emissões de N_2O oriundas de pastagens. A urina foi a principal via de perda de N_2O .

A fração de N perdida da urina através da volatilização de NH_3 foi maior do que a das fezes. O processo ocorreu mais rapidamente na urina, principalmente nos primeiros 2 dias após a aplicação, enquanto que a volatilização nas fezes foi mais tardia.

Existiu diferença nas emissões de N_2O e volatilização de NH_3 em função das épocas do ano. Na ausência de chuvas as aplicações das excretas em pastagem não elevaram os fluxos de N_2O , já a volatilização de NH_3 foi favorecida nessas condições.

A presença de urina e fezes não representou ganhos significativos no desenvolvimento da pastagem na região de Cerrado.

As frações de N perdidas na forma de N_2O de urina e fezes bovinas em pastagem, para essas condições de estudo, sugerem que o fator de emissão de 2% proposto pelo IPCC está superestimando essas emissões, principalmente pelo fato desse fator não fazer diferenciação entre urina e fezes, nem entre as estações do ano.

Com relação à volatilização de NH_3 , as frações encontradas nesse estudo, sugerem que o fator de 20% proposto pelo IPCC é representativo dessas condições, uma vez que esse se encontra próximo ao fator médio calculado para as excretas e as diferentes épocas do ano.

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKIYAMA, H., TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. *Journal of Environmental Quality*, v. 32, p. 423–431, 2003.

ALVES, B. J. R.; BAÊTA, A. M.; ALVES, J. V. Protocolo da Embrapa Agrobiologia para análise de nitrogênio em adubos orgânicos, solo e tecidos. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, Embrapa-CNPAB. 1999, 17p. (Documentos, 100).

ARAÚJO, E. S.; MARSOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L.H.B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v.44, n.7, p.769-776, 2009.

ASSENHEIMER, A. Tratamento de dejetos bovinos em sistema intensivo de produção de leite com aeração mecânica. 95 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, 2007.

BARROW, N. J. Return of nutrients by animals. In: SNAYDON, R. W. (Ed.) *Ecosystems of the world 17B – Managed Grasslands/Analytical Studies*. Amsterdam: Elsevier, p. 181-186, 1987.

BRAZ, S. P.; NASCIMENTO Jr., D.; CANTARUTTI, R. B.; REGAZZI, A. J.; MARTINS, C. E.; FONSECA, D. M. Disponibilidade dos nutrientes da fezes de bovinos em pastejo para forragem. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 13, n. 4, p. 1614-1623, 2002.

BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O. C.; REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pasture: the key to understanding the process of pasture decline. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v.103, p. 389-403, 2004.

BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 16, n. 2, 1024 p., 2002.

BOUWMAN A. F.; LEE D. S.; ASMAN W. A. H.; DENTENER F. J.; DER HOEK K. W.; OLIVIER J. G. J. A global high-resolution emission inventory for ammonia. *Global Biogeochem. Cycles*, v.11, p. 561–587, 1997.

BUSTAMANTE, M. M. C.; LENZA, E. Impacto das atividades agrícolas, florestais e pecuárias nos recursos naturais. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. (Org.). *Savanas - desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais*. 1ª ed. Brasília: Embrapa, p. 647-669, 2008.

CAMPANA, M.; BERTOLOTE, L.E.M.; BERNARDI, A.C.C.; OLIVEIRA, P.A.O.; MORAIS, J.P.G. Volatilização de amônia em pastagem de capim-tanzânia fertilizada com

mistura de uréia e zeólita. Circular Técnica, 56. Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos, SP. 5 p. 2008.

CARDOSO, A. N.; SAMINÊZ, T. C., VARGAS, M. A. Fluxos de gases-traço de efeito estufa na interface solo/atmosfera em solos de Cerrado. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, Embrapa Cerrados, Planaltina – DF, 23 p., 2001.

CARTER, M S. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O emissions from urine patches. *Soil Biology & Biochemistry*, n. 39, p. 2091–2102, 2007.

COSTA, A. C. S., FERREIRA, J. C., SEIDEL, E. P., TORMENA, C. A. E PINTRO, J. C. Perdas de nitrogênio por volatilização da amônia em três solos Argilosos tratados com uréia. *Acta Scientiarum Agronomy*, Maringá, v. 26, n. 4, p. 467-473, 2004.

COUTO, A. C.; RODRIGUES, A. S. F.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Emissões de óxido nitroso derivadas de excretas bovinas em Argissolo de Seropédica, RJ. *Embrapa Agrobiologia (Boletim de Pesquisa & Desenvolvimento, 51)*, 19 p., 2009.

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

DAVIDSON, E. A.; BUSTAMANTE, M. C.; PINTO, A. S. Emissions of nitrous oxide and nitric oxide from soils of native and exotic ecosystems of the Amazon and Cerrado regions of Brazil. *The Scientific World*, v. 1, p. 312-319, 2001.

DAVIDSON, E. A.; MATSON, P. M.; VITOUSEK, R.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GARCIA-MENDEZ, G.; MAASS, J. M. Processes regulating soil emissions of NO and N₂O in a seasonally dry tropical forest. *Ecology*, v. 74, p. 130-139, 1993.

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A., LUO Y. On the variability of respiration in terrestrial ecosystems: moving beyond Q₁₀. *Global Change Biology*, v. 12, p 154–164, 2006.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P., SMITH, K. A. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research*, v. 104, n. 21, p. 26.891–26.899, 1999.

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

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.

FERREIRA, E. A. Excreção de bovinos e as perdas de nitrogênio em pastagens tropicais. 124f. Tese (Mestrado em Agronomia - Ciência do solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica – RJ, 1995.

FERREIRA, E. A. O destino do nitrogênio derivado da liteira de plantas forrageiras e das excretas de bovinos em sistemas de pastagens tropicais. 188 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica – RJ, 2002.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O., SCHIMMEL, D.S. (eds.). Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere, New York, John Wiley and Sons, p. 7–21, 1989.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Uso de dejetos de animais em sistemas agrícolas. In: In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. O. Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Ed. Embrapa, c. 8, p. 171-199, 2006.

GRANT, B.; SMITH, W. N.; DESJARDINS, R.; LEMKE, R.; LI, C. Estimated N₂O and CO₂ emissions as influenced by agricultural practices in Canada. Climatic Change, v. 65, p.315–332, 2004.

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

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Produção da Pecuária Municipal 2007. Comunicado social, Novembro de 2008. Disponível em www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Censo Agropecuário 2006. Comunicado social, Dezembro de 2007. Disponível em www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Agriculture, Forestry and Other Land Use, v.4, 2006.

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

JANTALIA, C. P.; OLIVEIRA, O. C.; LENGROBER, J. A.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. O Nitrogênio como elemento chave para evitar a degradação das pastagens e suas implicações na produção de gases de efeito estufa. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. O. Manejo de sistemas agrícolas: Impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Ed. Embrapa, c. 9, p. 200-215, 2006.

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 Camb., n. 112, p. 205-216, 1989.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. Megadiversidade, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LARA CABEZAS, W.A.R.; KORNDORFER, G.H.; MOTTA, S.A. Volatilização de amônia na cultura do milho: II Avaliação de fontes sólidas e fluídas em sistema de plantio direto e convencional. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Campinas, v. 21, n. 3, p. 489-496, 1997.

LESSA, A. C. R.; LENGROBER, J. A.; URQUIAGA, S.; ROBERT, R. M.; ALVES, B. J. R. 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

LINN, D. M.; DORAN J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and no tilled soils. Soil Science Society American Journal, v. 48, p. 1267-1272, 1984.

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

LOCKYER, D. R.; WHITEHEAD, D. C. Volatilization of ammonia from cattle urine applied to grassland. Soil Biology and Biochemistry, v. 22, n. 8, p. 1137-1142, 1990.

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.

MACDIARMID, B. N.; WATKIN. The cattle dung patch. Effect of a dung patch on the chemical status of the soil and ammonia nitrogen losses from the patch. J. Br. Grassld., v. 27, n.1, p. 43-47, 1972.

MARTHA Jr.; G. B.; CORSI, M.; TRIVELIN, P. C. O.; VILELA, L. Recuperação de ¹⁵N-uréia no sistema solo-planta de pastagem de capim Tanzânia. Revista Brasileira de Ciência do Solo, n. 33, p. 95-101, 2009.

MARTHA Jr., G. B.; VILELA, L. & SOUSA, D. M. G. Adubação nitrogenada. In: MARTHA Jr., G. B.; VILELA, L. & SOUSA, D. M. G., eds. Cerrado: Uso eficiente de corretivos e fertilizantes em pastagens. Planaltina, Embrapa Cerrados, p.117-144, 2007.

MCT – Ministério da Ciência e Tecnologia. Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa. Informações gerais e valores preliminares. Nov., 2009. Disponível em: www.cetesb.sp.gov.br/mudancas-climaticas/proclima

MESINGER, J. J.; LEFCOURT, A. M.; THOMPSON R. B. Construction and validation of small mobile wind tunnels for studying ammonia volatilization. Applied Engineering in Agriculture, American Society of Agricultural Engineers, v. 17, p. 375–381, 2001.

MIRANDA, R. J.; DOS SANTOS, J. C. C.; BIANCHIN, I. Contribuição de *Onthophagus gazella* a melhoria da fertilidade do solo pelo enterrio de fezes bovinas secas. 1. Estudo em casa-de-vegetação. Revista Brasileira de Zootecnia, v. 27, n. 4, p. 681-685, 1998.

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

NAAS, I. A.; ROMANINI, C. E. B.; SALGADO, D. D.; LIMA, K. A. O.; VALE, M. M.; LABIGALINI, M. R.; SOUZA, S. R. L.; MENEZES, A. G.; MOURA, D. J. Impact of global warming on beef cattle production cost in Brazil. *Sci. Agric.*, v. 67, n.1, p. 1-8, 2010.

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

OENEMA, O.; BANNINK, A.; SOMMER, S. G.; VELTHOF, G. L. Gaseous nitrogen emissions from animal production systems. In: FOLLETT R.F. and HATFIELD J.L. (eds), *Nitrogen in the Environment: Sources, Problems, and Management*. Elsevier Science, Amsterdam, The Netherlands, p. 255–289, 2001.

OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN GROENIGEN, J. W.; DOLFING, J.; KUIKMAN, P. J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 72, n. 1, p. 51–65, 2005.

PERON, J. A.; EVANGELISTA, A. R. Degradação de pastagens em regiões de Cerrado. *Ciência e Agrotecnologia, Lavras*, v. 28, n. 3, p. 655-661, 2004.

PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G.; AAES, O.; SOEGAARD, K. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. *Atmospheric Environment*, v. 32, n.3, p. 295-300, 1998.

PINTO, M. N. Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Editora Universidade de Brasília – Brasília, 1993. 681p.

PUPO, N. I. H. Manual de pastagens e forrageiras: formação, conservação, utilização. Instituto Campineiro de Ensino Agrícola - Campinas, São Paulo, 2000. 66p.

QUADROS, D. G. Apostila técnica do curso sobre “sistemas de produção de bovinos de corte”, NEPPA – UNEB, 2005. 26 p.

SAARJIARVI, K.; MATTILA, P. K.; VIRKAJARVI, P. Ammonia volatilization from artificial dung and urine patches measured by the equilibrium concentration technique (JTI method). *Atmospheric Environment*, n. 40, p. 5137-5145, 2006.

SKIBA, U.; SMITH, K. A. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. *Chemosphere - Global Change Science*, v.2, p. 379-386, 2000.

SIMEHGO – Sistema de meteorologia e hidrologia do estado de Goiás. Acesso: 1 de Dezembro de 2009, 10 de Janeiro de 2010, 1 de Abril de 2010 e 1 Agosto de 2010 de www.simego.sectec.go.gov.br

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.

THOMAS R. J. The role of the legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. *Grass Forage Science*, v. 47, p. 133-142, 1992.

VARELLA, R. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; PINTO, A. S.; KISSELLE, K. W.; SANTOS, R. V.; BURKE, R. A.; ZEPP, R. G.; VIANA, L. T. Soil fluxes of CO₂, CO, NO, and N₂O from an old pasture and from native savanna in Brazil. *Ecological Society of America*, n. 14, p. 221-231, 2004.

WALKLEY, A.; BLACK, I. A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, Baltimore, v. 37, p. 29-38, 1934.

WHITEHEAD, D. C.; LOCKYER, D. R.; RAISTRICK. Volatilization of ammonia from urea applied to soil: influence of hippuric acid and other constituents of livestock urine. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 21, n. 6, p. 803-808, 1989.

WHITWHEAD, D. C.; RAISTRICK, N. Effects of some environmental factors on ammonia volatilization from simulated livestock urine applied to soil. *Biol. Fertil. Soils*, v. 11, p. 279-284, 1991.

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