

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL

EMIÇÃO DE GASES DO SOLO POR EXCRETAS DE
EQUINOS E PEQUENOS RUMINANTES

Gilmar Cotrin de Lima

Zootecnista

2023

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA - UNESP
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**EMISSÃO DE GASES DO SOLO POR EXCRETAS DE
EQUINOS E PEQUENOS RUMINANTES**

Gilmar Cotrin de Lima

Orientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia Ruggieri

Coorientador: Dr. Abmael da Silva Cardoso

Coorientadora: Profa Dra. Vanessa Zironi Longhini

Tese apresentada à Faculdade de Ciências
Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de
Jaboticabal, como parte das exigências
obtenção do título de doutor em Zootecnia.

2023

L732e

Lima, Gilmar Cotrin

Emissão de gases do solo por excretas de equinos e
pequenos ruminantes / Gilmar Cotrin Lima. – Jaboticabal, 2024
74 p. : il., tabs.

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal
Orientadora: Ana Cláudia Ruggieri
Coorientador: Abmael da Silva Cardoso

1. Gases de efeito estufa. 2. Pastagens. 3. Aquecimento
global. 4. Pecuária. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo
autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

Câmpus de Jaboticabal



CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA TESE: EMISSÃO DE GASES DO SOLO POR EXCRETAS DE EQUINOS E PEQUENOS RUMINANTES

AUTOR: GILMAR COTRIN DE LIMA

ORIENTADORA: ANA CLÁUDIA RUGGIERI

COORIENTADOR: ABMAEL DA SILVA CARDOSO

COORIENTADORA: VANESSA ZIRONDI LONGHINI

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Doutor em Zootecnia, pela Comissão Examinadora:

Profa. Dra. ANA CLÁUDIA RUGGIERI (Participação Virtual)
Departamento de Zootecnia / FCAV UNESP Jaboticabal

Documento assinado digitalmente

Pós-doutoranda ANGÉLICA SANTOS RABELO DE SOUZA BAHIA (Participação Virtual)
Departamento de Ciências da Produção Agrícola / FCAV UNESP Jaboticabal

gov.br

ANGELICA SANTOS RABELO DE SOUZA BAHIA
Data: 21/11/2023 08:36:57-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. NEWTON LA SCALA JUNIOR (Participação Virtual)
Departamento de Engenharia e Ciências Exatas / FCAV UNESP Jaboticabal

gov.br

Documento assinado digitalmente

NEWTON LA SCALA JUNIOR
Data: 21/11/2023 06:55:32-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Prof. Dr. WILTON LADEIRA DA SILVA (Participação Virtual)
Departamento de Zootecnia / Universidade Federal Goiás (UFG) - Goiânia/GO

gov.br

Documento assinado digitalmente

WILTON LADEIRA DA SILVA
Data: 17/11/2023 08:53:06-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Dr. JORGE CARDOSO DE AZEVEDO (Participação Virtual)
Universidade Rural da Amazônia (UFRA) / Belém/PA

gov.br

Documento assinado digitalmente

JORGE CARDOSO DE AZEVEDO
Data: 17/11/2023 11:35:04-0300
Verifique em <https://validar.itl.gov.br>

Jaboticabal, 09 de novembro de 2023

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

GILMAR COTRIN DE LIMA – nascido em Araçatuba, SP, no dia 29 de agosto de 1994. Zootecnista pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira (FEIS), 2º semestre de 2012 – 1º semestre de 2017. Durante oito semestres da graduação foi orientado pelo professor Marcelo Andreotti, obtendo uma bolsa de iniciação científica de um ano pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). Ainda durante a graduação, foi monitor bolsista da disciplina de Solos I, durante o primeiro semestre de 2016, para o curso de Zootecnia. Em março de 2017 deu início ao curso de Mestrado pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Animal, FEIS–UNESP, sendo bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Obteve o título de Mestre em Ciência e Tecnologia Animal em 18 de dezembro de 2018 sob a orientação do Prof. Dr. Cecílio Viega Soares Filho. Iniciou seu doutorado no mês de março de 2019 na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) da UNESP, Câmpus de Jaboticabal, sob a orientação da Profa. Dra. Ana Cláudia Ruggieri, onde também foi bolsista da CAPES.

“Eu sou a continuação de um sonho
Da minha mãe, do meu pai
De todos que vieram antes de mim
Eu sou a continuação de um sonho
Da minha vó, do meu vô
Quem sangrou pra gente poder sorrir
[...]

Eu fui até onde achavam escuro
Levantei uns da minha cor
Não fiz a causa de escudo
Eu fui além do discurso
Mas se um se levantar e mudar sua jornada: valeu a batalha
Eu sou a continuação de um sonho
Da minha mãe, do meu pai
De todos que vieram antes de mim
Eu sou a continuação de um sonho (eu sou)
Da minha vó, do meu vô
Quem sangrou pra gente poder sorrir”

Trecho da música: *Continuação de um sonho* – BK', JXNV\$, Gigantes.

Aos meus pais Rosa e Gilmar, à minha irmã Camilla, à minha noiva Suelen Caroline, pelo carinho, amor incondicional e afeto. À minha avó Onésia (in memoriam) por ter sido uma grande entusiasta do meu sucesso e trajetória. À minha orientadora, Ana Cláudia, pelos conselhos, sabedoria transmitida e compreensão ao longo dessa jornada. Minha eterna gratidão. A todos vocês, dedico!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Oxalá e ao meu pai Xangô, por me guiar, proteger e me conduzir até aqui, abençoando sempre os meus caminhos.

Aos meus pais, Gilmar e Rosa, por me apoiarem desde o primeiro dia em que iniciei essa etapa da minha vida. Vocês são minha maior referência, símbolos de amor, carinho, admiração, batalhas e conquistas. A vocês, dedico o meu amor eterno.

À minha noiva Suelen Caroline, por estar comigo em todos os momentos ao longo dessa jornada. Quando sorri, ela vibrou comigo; quando chorei, ela me consolou; quando cai, ela me levantou e quando hesitei, ela me aconselhou. Passamos por muitos momentos difíceis nessa trajetória, mas enfrentamos todos eles juntos, e tenho a certeza que isso serviu para fortalecer ainda mais o nosso amor. Obrigado por tanto.

À minha irmã Camilla, por ser meu porto seguro, por estar sempre disponível para me escutar, por me entender tão bem, ser minha companheira para tudo, e por me ajudar a atravessar todos os desafios enfrentados durante o meu doutorado.

À minha madrinha Maria Cotrin, por todo o seu carinho, apoio, orações e boas energias, a mim enviado.

Aos meus sogros (Suely e Deni), cunhados (Priscila e Ricardo) e sobrinhos (Emily e Pedro) pelo carinho e apoio ao longo dessa fase.

À minha orientadora Ana Claudia Ruggieri, por ser essa pessoa maravilhosa, que tanto me ajudou nesse período. Agradeço imensamente pela oportunidade de trabalhar com você, por sempre ter acreditado em mim, incondicionalmente, desde o primeiro dia em que nos conhecemos. Obrigado pelo carinho, paciência e compreensão quando as coisas não ficaram fáceis, serei eternamente grato por tudo. O mundo precisa de mais pessoas como você!

Aos meus coorientadores Abmael e Vanessa, pela ajuda na condução do trabalho, pelas dicas, e todo o conhecimento transmitido. Muito obrigado por tudo, vocês foram essenciais.

À Darlene Caroline, Matheus Marques, Ricardo, Joseph, Nathália Espanhol e João Penteado, por me ajudar ativamente na condução dos experimentos e das análises, sendo muito importante para que o trabalho fosse executado. Aproveito ainda para agradecer aos meus amigos Camila Eduarda, Francisco e Nauara, que

além contribuírem em alguma etapa na condução do trabalho, fizeram meus dias melhores, seja com conversas, risadas ou incentivos. Sem vocês, nada disso seria possível.

Aos colegas de trabalho: Matheus Cortezi, Mariane, Carol Volpini, Caíque, Larissa Coelho, Marina, Nathan, Lorena, Débora e Vânia, pelo convívio no Setor de Forragicultura durante a condução do experimento.

Aos meus amigos: Henrique Fernandes, Guiomar e Paula, pela parceria e companheirismo ao longo do meu doutorado, vocês foram uma parte importantíssima da minha trajetória.

Aos amigos do futsal da Pós-Graduação: Matheus Cardoso, Joacir, Dongo, Mauricio, Jorge, Joseph, Igor, Juninho, Leandro Wrape, Rafael T., Harrison, Thiago F., Walter, Caio, Jarlyson, Armandinho, Geovany e Bilu, pelas resenhas, risadas e é claro, futsal de altíssima qualidade.

À supervisão da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da FCAV/Unesp e a todos os funcionários, em especial Uanderson, Zé, Tião e Nascimento, pelo apoio e contribuição, sempre que foi necessário.

À Fundação de Amparo e Apoio à Pesquisa (FAPESP nº 2018/16273-0) pelo financiamento do projeto executado.

À Capes, pela concessão de bolsa de estudo de doutorado. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior- Brasil (Capes) Código de Financiamento 001.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram de alguma forma para que eu chegasse até aqui. Sem a contribuição de vocês nada seria possível!

SUMÁRIO

Capítulo 1 - Considerações gerais.....	1
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	2
2.1 Introdução aos ciclos biogeoquímicos do carbono e nitrogênio.....	2
2.1.1 Ciclo do carbono.....	3
2.1.2 Ciclo do nitrogênio.....	5
2.2 Emissão de gases do solo.....	7
2.2.1 Óxido nitroso.....	7
2.2.2 Metano.....	10
2.2.3 Volatilização de amônia.....	12
2.3 Cama da baia de equinos.....	13
2.4 Sistema digestivo e hábitos alimentares de caprinos, ovinos e equinos.....	14
3. HIPÓTESES E OBJETIVOS.....	16
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	16
Capítulo 2 - Volatilização de amônia por excretas de caprinos, ovinos e equinos aplicados sobre pastos de capim Massai.....	27
1. INTRODUÇÃO.....	28
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	29
2.1 Área experimental e dados climáticos.....	29
2.2 Delineamento experimental e tratamentos.....	30
2.3 Coleta de excretas.....	30
2.4 Aplicação dos tratamentos.....	32
2.5 Mensuração da emissão de amônia.....	33
2.6 Análise estatística.....	34
3. RESULTADOS.....	35
3.1 Fluxos diários e padrão de acúmulo da volatilização de amônia.....	35
3.2 Volatilização acumulada de amônia na urina.....	38
3.3 Volatilização acumulada de amônia nas fezes.....	39
4. DISCUSSÃO.....	40
4.1 Volatilização acumulada de NH ₃	40
4.2. Fluxo diário e padrão de volatilização de NH ₃	41

5. CONCLUSÃO.....	44
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	44
Capítulo 3 – Emissão direta de metano e óxido nitroso por excretas e cama da baia de equinos em pastos de capim Massai.....	49
1. INTRODUÇÃO.....	50
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	51
2.1 Área experimental e dados climáticos.....	51
2.2 Delineamento experimental e tratamentos.....	52
2.3 Aplicação dos tratamentos.....	53
2.4 Quantificação de CH ₄ e N ₂ O do solo.....	54
2.5 Medidas de Solo.....	55
2.6 Análise estatística.....	56
3. RESULTADOS.....	56
3.1 Temperatura média do ar e do solo.....	56
3.2 Fluxo de metano.....	57
3.3 Fluxo de óxido nitroso.....	58
3.4 Emissões cumulativas de metano e óxido nitroso.....	59
3.5 Teores de amônio e nitrato do solo.....	60
3.6 Espaço poroso saturado com água e precipitação.....	62
4. DISCUSSÃO.....	64
4.1 Variações nos fluxos de emissão de metano.....	64
4.2 Variações nos fluxos de emissão de óxido nitroso.....	66
4.3 Efeito dos tratamentos sobre as emissões cumulativas de metano e óxido nitroso.....	67
5. CONCLUSÃO.....	69
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69
Capítulo 4 – Considerações finais.....	74

EMIÇÃO DE GASES DO SOLO POR EXCRETAS DE EQUINOS E PEQUENOS RUMINANTES

RESUMO - Metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O), se apresentam como os principais gases de efeito estufa (GEE) emitido, além de ser responsável por altas taxas de perda de nitrogênio (N) para a atmosfera, através da volatilização de amônia (NH_3). Os objetivos desse trabalho foram de avaliar os efeitos das excretas e cama da baia de equinos sobre as emissões de CH_4 e N_2O e determinar as perdas de N na forma de NH_3 volatilizada por excretas de equinos, caprinos e ovinos. Ambos os experimentos foram realizados durante o ano de 2020, sobre pastagem de capim Massai, na cidade de Jaboticabal, de clima Aw, identificado como tropical, com chuvas intensas no verão e períodos de estiagem no inverno. O experimento avaliando emissão de CH_4 e N_2O , também foi conduzido em delineamento de blocos completamente casualizados, com cinco repetições. Os tratamentos foram: fezes, urina e cama da baia de equinos, e um tratamento controle, sem adição de excreta, para avaliar as emissões basais do solo. O experimento de volatilização de NH_3 também foi conduzido em delineamento de blocos completamente casualizados (DBC), com cinco repetições, em esquema fatorial 3×3 , sendo três espécies animal (caprino, ovino e equino) em três estações do ano distintas (verão, inverno e primavera), além de um tratamento sem adição de excretas para avaliar a volatilização de NH_3 basal do solo. O tratamento com urina de caprinos apresentou volatilizações de NH_3 superior as demais espécies no verão (10,94%) e na primavera (34,68%), sendo estatisticamente igual a urina de equino no inverno, 16,94% para urina de caprinos, e 13,34% para urina de equinos. As avaliações na primavera apresentaram as maiores emissões de NH_3 (12,92%), seguido do inverno (6,88%) e do verão (2,85%). No experimento avaliando a emissão direta de CH_4 e N_2O , os tratamentos não apresentaram diferença quanto a emissão acumulada de CH_4 ($p=0,85$). No entanto, houve efeito dos tratamentos sobre a emissão acumulada de N_2O ($p<0,01$), tendo a urina de equinos valores de 110,3 e 86,2 mg N- N_2O m² para as emissões bruta e líquida, respectivamente, sendo superior em relação as fezes e cama, que foram estatisticamente iguais. Conclui-se que na primavera as volatilizações de NH_3 é maior em relação ao inverno e verão, e que urina de caprinos apresenta as maiores perdas

de N, em relação a equinos e ovinos. Além disso, diferentes excretas e cama da baia de equinos não alteram as emissões de CH₄ ao longo do ano, em região de clima tropical, e que nesse contexto, a urina de equino se apresenta como uma importante fonte de emissão de N₂O para a atmosfera.

Palavras – chave: aquecimento global, caprinos, clima tropical, ovinos, pastagens.

EMISSION OF SOIL GASES BY EXCRETE FROM EQUINES AND SMALL RUMINANTS

ABSTRACT - Methane (CH_4) and nitrous oxide (N_2O) are the main greenhouse gases (GHG) emitted, in addition to being responsible for high rates of nitrogen (N) loss into the atmosphere, through the volatilization of ammonia (NH_3). The objectives of this work were to evaluate the effects of equine bay excreta and bedding on CH_4 and N_2O emissions and determine N losses in the form of NH_3 volatilized by horse, goat and sheep excreta. Both experiments were carried out during 2020, on Massai grass pasture, in the city of Jaboticabal, with an Aw climate, identified as tropical, with intense rains in the summer and dry periods in the winter. The CH_4 and N_2O emission evaluation experiment was also extended in a completely randomized block design, with five replications. The treatments were: feces, urine and horse litter, and a control treatment, without the addition of excreta, to evaluate basal soil emissions. The NH_3 volatilization experiment was also conducted in a completely randomized block design (DBC), with five replications, in a 3×3 factorial scheme, with three animal species (goat, sheep and horse) in three different seasons of the year (summer, winter and spring), in addition to a treatment without the addition of excreta to evaluate the volatilization of basal NH_3 from the soil. The treatment with goat urine showed higher NH_3 volatilizations than other species in summer (10.94%) and spring (34.68%), being statistically equal to horse urine in winter, 16.94% for goat urine, and 13.34% for equine urine. Assessments in spring showed the highest NH_3 emissions (12.92%), followed by winter (6.88%) and summer (2.85%). In the experiment evaluating the direct shipment of CH_4 and N_2O , the treatments made no difference in terms of the accumulated shipment of CH_4 ($p=0.85$). However, there was an effect of the treatments on the accumulated N_2O emission ($p<0.01$), with equine urine values of 110.3 and 86.2 mg N- N_2O m² for gross and net emissions, respectively, being higher in relation to feces and litter, which were statistically equal. It is concluded that in spring, NH_3 volatilizations are greater in relation to winter and summer, and that goat urine presents the greatest losses of N, in relation to horses and sheep. Furthermore, different excreta and bedding from the equine bay do not alter CH_4 emissions throughout the year, in

the tropical climate region, and in this context, equine urine presents itself as an important source of N₂O emissions into the atmosphere.

Keywords: global warming, goats, tropical climate, sheep, pastures.

LISTA DE ABREVIATURAS

GEE Gases de efeito estufa

CH₄ Metano

N₂O Óxido nitroso

N Nitrogênio

NH₃ Amônia

DBC Delineamento em blocos casualizados

CO₂ Dióxido de carbono

DAA Dias após aplicação

NH₄⁺ Amônio

NO₃⁻ Nitrato

C Carbono

O Oxigênio

H Hidrogênio

O₂ Gás oxigênio

N₂ Gás nitrogênio / Nitrogênio atmosférico

NO₂⁻ Nitrito

CO_{2eq} CO₂ equivalentes

NO Óxido nítrico

EPSA Espaço poroso saturado com água

MO Matéria orgânica

MS Matéria seca

%EPSA Porcentagem de espaço poroso saturado com água

IPCC Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 - Considerações gerais.....	1
Figura 1. Processo de fotossíntese e respiração.....	3
Figura 2. Ciclo do nitrogênio	6
Figura 3. Modelo conceitual “hole-in-the-pipe”	8
Figura 4. Volatilização da amônia a partir da hidrólise da ureia.	12
 Capítulo 2 - Volatilização de amônia por excretas de caprinos, ovinos e equinos aplicados sobre pastos de capim Massai.....	 27
Figura 1. Fluxo de N-NH ₃ durante o verão de 2020 para urina (a) e fezes (b) de caprinos, ovinos e equinos, e pluviosidade nos dias de coleta.....	35
Figura 2. Fluxo de N-NH ₃ durante o inverno de 2020 para urina (a) e fezes (b) de caprinos, ovinos e equinos, e pluviosidade nos dias de coleta.....	36
Figura 3. Fluxo de N-NH ₃ durante a primavera de 2020 para urina (a) e fezes (b) de caprinos, ovinos e equinos, e pluviosidade nos dias de coleta.....	36
Figura 4. Acúmulo da volatilização de amônia (NH ₃) ao longo dos dias de coleta, durante o verão (a), inverno (b) e primavera (c) de 2020, para urina e fezes de caprinos, ovinos e equinos.....	37
Figura 5. Volatilização de N-NH ₃ em urina, de acordo com a espécie (caprinos, equinos e ovinos) em diferentes estações do ano (inverno, primavera e verão). Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças significativas (p<0,05) entre espécies em uma mesma estação do ano e letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas (p<0,05) entre as estações do ano para cada espécie, pelo teste de Tukey. Triângulos pretos indicam as médias.....	38
Figura 6. Volatilização de N-NH ₃ nas fezes, de acordo com a espécie (caprino, equino e ovinos) função das estações do ano (inverno, primavera e verão). Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças significativas (p<0,05) entre espécies em uma mesma estação do ano e letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas	

($p < 0,05$) entre as estações do ano para cada espécie, pelo teste de Tukey. Triângulos pretos indicam as médias.....39

Capítulo 3 – Emissão direta de metano e óxido nitroso por excretas e cama da baia de equinos em pastos de capim Massai.....49

Figura 1. Temperatura média do ar e do solo durante o período experimental, 29 de janeiro a 09 de dezembro de 2020.....57

Figura 2. Fluxo de emissão de metano ($\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$) durante coletas no ano de 2020, após aplicação de fezes, urina e cama da baia de equinos.....58

Figura 3. Fluxo diário de óxido nitroso ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$) durante coletas no ano de 2020, após aplicação de fezes, urina e cama da baia de equinos.....59

Figura 4. Concentrações de amônio no solo ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo seco) dos tratamentos (controle, cama, fezes e urina de equinos) ao longo dos dias de avaliação.....61

Figura 5. Concentrações de nitrato no solo ($\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ solo seco) dos tratamentos (controle, cama, fezes e urina de equinos) ao longo dos dias de avaliação.....62

Figura 6. Espaço poroso saturado com água (%EPSA) do solo a partir da aplicação dos tratamentos (controle, cama, fezes e urina de equinos) ao longo dos dias de avaliação.....63

Figura 7. Precipitação acumulada mensal, ao longo do período de avaliação (29 de janeiro a 09 de dezembro de 2020).....64

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 - Volatilização de amônia por excretas de caprinos, ovinos e equinos aplicados sobre pastos de capim Massai.....	27
Tabela 1. Propriedades do solo na área experimental (0 – 20 cm profundidade)	30
Tabela 2. Composição química das fezes e urina de caprinos, ovinos e equinos, de acordo com as estações climáticas do experimento.....	32
Tabela 3. Condições climáticas durante o período experimental.....	34
 Capítulo 3 – Emissão direta de metano e óxido nitroso por excretas e cama da baia de equinos em pastos de capim Massai.....	 49
Tabela 1. Propriedades do solo na área experimental (0 – 20 cm profundidade).....	52
Tabela 2. Composição química da cama, fezes e urina de equinos, mantidos em pastagem de clima tropical.....	54
Tabela 3. Emissão cumulativa (bruta e líquida) de metano ($\text{mg C-CH}_4 \text{ m}^2$) e óxido nitroso ($\text{mg N-N}_2\text{O m}^2$) para os tratamentos controle, cama, fezes e urina de equinos.....	60
Tabela 4. Datas em que houve algum episódio de precipitação, ao longo do período experimental.....	63

Capítulo 1 - Considerações gerais

1. INTRODUÇÃO

Fenômeno natural que mantém a temperatura terrestre, o efeito estufa é extremamente importante para a existência e desenvolvimento dos seres vivos na Terra, uma vez que impede grandes amplitudes térmicas. No entanto, o crescente aumento de GEE na atmosfera por ações antrópicas vem trazendo cada vez mais preocupações em relação ao tema. Isso porque, o acúmulo excessivo de GEE aquece as camadas inferiores da atmosfera, provocando um acréscimo na temperatura superficial terrestre (Mikhaylov et al., 2020).

O dióxido de carbono (CO_2), CH_4 e N_2O são os GEE de vida longa que mais contribuem para o aquecimento global (Rubino et al., 2019). Apesar do CO_2 ser o GEE mais propagado, quando se pensa em aquecimento global, o CH_4 e o N_2O apresentam potencial de aquecimento global em 28 e 265 vezes maior que CO_2 , e de 2005 a 2015 apresentaram um crescimento na emissão de 4,29 e 19,01%, respectivamente (IPCC, 2006; MCTIC, 2014; 2017).

O setor agropecuário é dividido em sete subsetores de emissão de GEE, conforme metodologia IPCC (2006): fermentação entérica, manejo de dejetos, cultivo de arroz, solos manejados, queima de resíduos agrícolas, calagem e aplicação de ureia. Entre os fatores de emissão de GEE desse setor, relacionadas com a produção pecuária, está o tamanho da população animal (MCTIC, 2022).

Na pecuária a emissão de CH_4 ocorre principalmente via fermentação entérica e pelas fezes, enquanto as emissões de N_2O são originárias das excreções dos animais e uso de fertilizantes nitrogenados (Lessa et al., 2014). Em 2020 no Brasil, o setor agropecuário foi responsável por aproximadamente 73% das emissões de CH_4 e 85% das emissões de N_2O . O subsetor manejo de dejetos correspondeu em 4,8% das emissões do setor agropecuário, totalizando 855,4 Gg CH_4 e 15,31 Gg N_2O . (MCTI, 2022).

A emissão de CH_4 pelas fezes depositadas nos pastos se dá a partir da ação de micro-organismos metanogênicos que estavam presentes no trato digestivo dos animais, e que utilizam substratos presentes nas fezes para produção do gás (Ruggieri; Cardoso, 2017). Enquanto, a produção de N_2O no solo ocorre por meio de processos microbianos que reduzem as formas de N reativas no solo, por meio da

nitrificação e da desnitrificação (Butterbach-Bahl et al., 2013). Uma outra forma de perda de N para atmosfera é a partir da volatilização de amônia (NH_3). De acordo com o IPCC (2019), 30% do N excretado é perdido para atmosfera na forma de amônia volatilizada, sem diferenciação para urina e fezes. No solo, a NH_3 é produzida após a excreção de N pelos animais via urina ou fezes (Burchill et al., 2017). A ureia presente na urina ou originária da mineralização do N orgânico das excretas é hidrolisada pela enzima urease, resultando na formação de amônio (NH_4^+), sendo parte volatilizada na forma de NH_3 (Tasca et al., 2011).

No Brasil, a estimativa dos fatores de emissão de GEE produzidos por bovinos tem ganhado a maior atenção por parte das pesquisas, devido ao enorme rebanho e à maior demanda comercial de carne e leite dessa espécie. Entretanto, o país possui um rebanho significativo de ovinos (9,79 milhões de animais), caprinos (18,5 milhões de cabeças) e equinos, como cavalos, éguas, potros e potrancas (5,56 milhões de animais) (IBGE, 2017), demandando o refinamento das emissões de GEE e de NH_3 para cada espécie, tipo de excreta e condições climáticas envolvidas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Introdução aos ciclos biogeoquímicos do carbono e nitrogênio

Os ciclos biogeoquímicos são processos importantes na interação entre os seres vivos e o ambiente físico da terra, envolvendo a reciclagem de elementos essenciais para vida na terra (White, 2016). Esses ciclos desempenham um papel crucial na regulação dos ecossistemas, pois permitem que os nutrientes e elementos essenciais sejam reciclados e reaproveitados pelos seres vivos, tendo impacto direto na qualidade do meio ambiente e na saúde global do planeta (Cândido et al., 2014).

O estudo dos ciclos biogeoquímicos é essencial para entender como os ecossistemas funcionam e como as atividades humanas podem afetar esses ciclos, através da introdução de substâncias potencialmente perigosas, como poluentes químicos, pesticidas e fertilizantes, causando perturbações nesses ciclos e impactos ambientais adversos (Campos, 2011).

Portanto, neste tópico será abordada uma introdução aos ciclos dos elementos: carbono (C) e N, no qual se relacionam com gases avaliados na execução desse trabalho.

2.1.1 Ciclo do carbono

O C foi um elemento químico fundamental para o surgimento da vida na Terra e agente que continua a influenciar o nosso futuro. Este elemento vem sendo tema de estudos científicos há um longo tempo, e atualmente se tornou interessante para os gestores, políticos e para a sociedade em geral, devido ao seu papel na mudança do clima por ação antrópica (Hibbard, 2001).

O ciclo do C está química e biologicamente ligado aos ciclos do oxigênio (O) e do hidrogênio (H), combinando-se com eles para formar os blocos de construção da vida, uma vez que o C tem uma capacidade de formar até quatro ligações covalentes, se tornando um componente estrutural de muitos compostos importantes. Neste ciclo são considerados compostos orgânicos, alguns compostos inorgânicos, fotossíntese, respiração, matéria orgânica terrestre e marinha, queima de combustíveis e cadeia alimentar (Schlesinger, 1991; Zilberman, 1997).

A parte biológica da ciclagem desse elemento, inicia-se através do processo de fotossíntese, onde organismos aquáticos e terrestres absorvem energia solar e CO₂ da atmosfera, produzindo O e carboidratos complexos, como a glicose. Esse C captado pelos produtores é incorporado às suas moléculas, que podem seguir dois caminhos: será liberado na atmosfera como CO₂, resultado do processo respiratório de plantas e animais, ou será transferido para os animais que se alimentam dos produtores, na forma de moléculas orgânicas. Parte do C contido nos herbívoros será repassado aos níveis seguintes de responsabilidade trófica e outra porção será liberada de volta à atmosfera, onde degradará as moléculas orgânicas da porção que lhes foi transferida. Esta associação entre a fotossíntese nos produtores e a respiração aeróbica nos consumidores, predadores e decompositores faz com que o C percorra a biosfera (Miller Jr, 2007). Os processos de fotossíntese e respiração, são determinados a partir das seguintes equações:

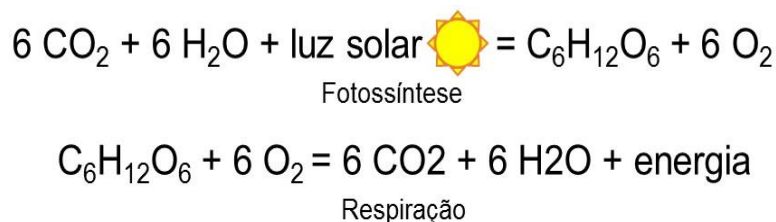


Figura 1. Processo de fotossíntese e respiração.

A fotossíntese caracteriza-se por ser processo bioquímico que basicamente requer CO_2 , luz, água e nutrientes minerais para produzir gás oxigênio (O_2), açúcares e água como produtos finais. Portanto, tanto os ambientes bióticos quanto os abióticos desempenham um papel decisivo na taxa fotossintética das plantas e nas suas interações ecológicas nos ecossistemas. Na respiração celular, parte do substrato produzido pela fotossíntese é usada para produzir energia por meio da quebra das moléculas de adenosina trifosfato (ATP), devolvendo à atmosfera uma pequena porção do CO_2 absorvido durante a fotossíntese (TAIZ; ZEIGER, 2006)

Dentro da tetravalência do C, existem moléculas orgânicas que se ligam ao H e formam hidrocarbonetos (Damineli, 2003; Lehninger, 2006). E entre os hidrocarbonetos simples, encontra-se o CH_4 , uma composição química de um átomo de C que está ligado a quatro átomos de H. É composto por um gás incolor, inodoro, estável e de baixa solubilidade em água, e que quando combinado com o ar, é altamente explosivo (Finlayson-Pitts; Pitts Jr, 1986; Gleiser, 2000)

O CH_4 é normalmente liberado no meio ambiente por meio de processos como: fermentação de resíduos orgânicos, degradação de resíduos orgânicos, erupção de vulcões, digestão de animais herbívoros, queima de combustíveis fósseis e decomposição orgânica em áreas alagadas (FYFE, 1974).

Considerando o setor pecuário, o principal problema relacionado a produção de CH_4 é a fermentação entérica no sistema digestivo de animais herbívoros e a decomposição de suas fezes. Para que a forragem consumida por esses animais seja convertida em energia e proteína, é necessário que ocorra uma fermentação do material consumido, no compartimento digestivo. O resultado desse processo fermentativo é a produção de CH_4 , como uma forma de liberação de elétrons. Após a excreção das fezes desses animais, a produção de CH_4 continua, uma vez que existe a ação de microrganismos metanogênicos do solo, e dos que estavam no trato digestivo dos animais e foram eliminados junto com as fezes (Ruggieri e Cardoso, 2017).

2.1.2 Ciclo do nitrogênio

O N é considerado um elemento essencial para sustentação da vida na terra, isso porque, é um nutriente que faz parte da construção de proteínas, ácidos nucleicos, peptidoglicanos, aminoácidos e outras moléculas biológicas dos seres vivos (YOUNG, 1992). Sendo o gás mais abundante na Terra, em sua forma molecular, gás nitrogênio (N_2), representa quatro quintos da atmosfera terrestre, e em condições normais de temperatura e pressão, não possui odor, cor ou sabor (Atkins, 1999; Nelson; Cox, 2002).

Afirma-se que o início do ciclo do N ocorre quando microrganismos procarióticos fixam o nitrogênio atmosférico no solo. Embora grande parte do gás da atmosfera seja composto por N_2 (cerca de 78%), o N é muito escasso na crosta terrestre, visto que plantas e animais não conseguem utilizar o N da atmosfera como fonte de nutrientes para suas células (Lima, 2006).

Entre os microrganismos fixadores de N, destacam-se as cianobactérias, bactérias de vida livre, e principalmente as bactérias simbióticas que vivem nos nódulos das raízes das leguminosas. Sendo que, para converter o N atmosférico em formas químicas úteis aos organismos, os processos metabólicos dos organismos são interdependentes e procedem de uma maneira que recupera e reutiliza o N biologicamente disponível (NELSON; COX, 2002). A capacidade dos microrganismos em fixar N, associados ou não às plantas, está relacionada à presença e atividade de um complexo enzimático denominado nitrogenase (RAYMOND et al., 2004).

A produção de NH_4^+ e NH_3 na solução do solo, é o resultado da fixação do N atmosférico. E embora esses compostos amoniacais possam ser empregados pela maioria dos seres vivos, existem muitas bactérias do solo que adquire sua energia de metabolismo a partir da oxidação de NH_3 e NH_4^+ em nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-); num processo conhecido por nitrificação. (NELSON; COX, 2002; GUERRERO et al., 1981).

Uma outra parte importantíssima do ciclo do N é a de mineralização da matéria orgânica do solo. Do total de N presente no solo, cerca de 95% se encontra na forma orgânica, que é majoritariamente indisponível para as plantas, sendo necessário que ocorra sua mineralização para formas inorgânicas, NH_4^+ ou NO_3^- , nas quais são absorvidas pelos vegetais (KEENEY & NELSON, 1982). Segundo Franzluebbers et

al. (1994) a mineralização é um fenômeno biológico multiplicativo, resultando na formação de material orgânico e biomassa microbiana.

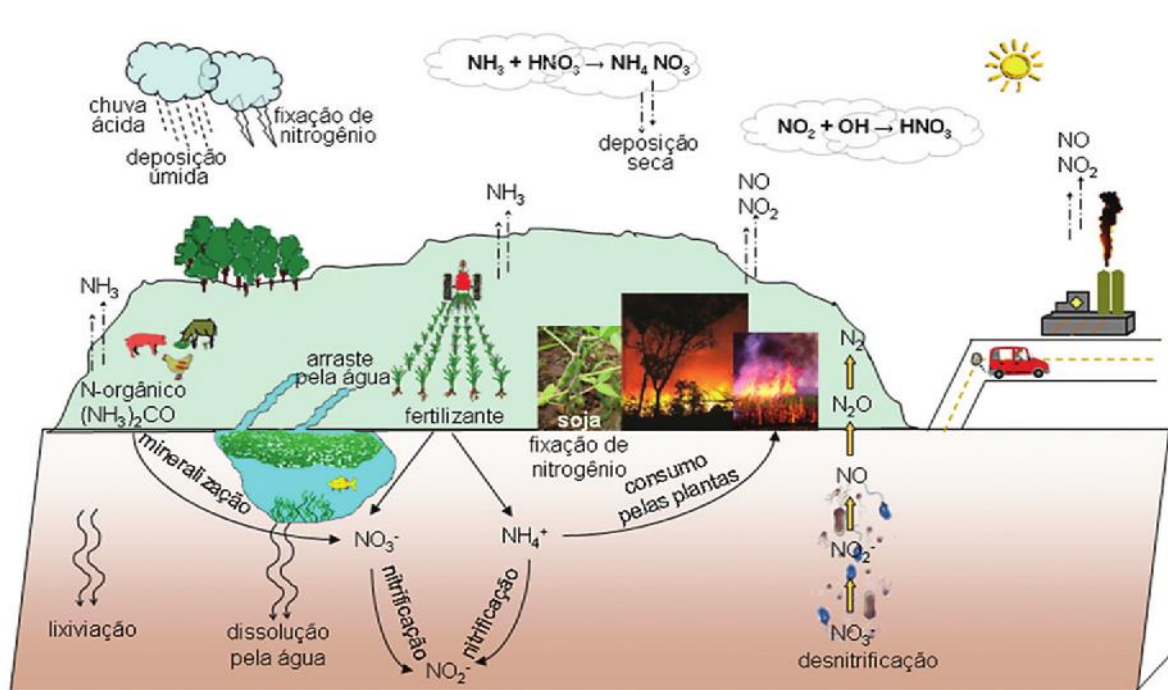


Figura 2. Ciclo do nitrogênio (Oliveira et al. 2020).

A imobilização é um outro processo do ciclo do N, e está intimamente ligado a mineralização. Caracterizada por converter o N inorgânico em compostos orgânicos microbianos, nesse processo, os microrganismos absorvem os compostos nitrogenados inorgânicos, NH_4^+ , NH_3 , NO_3^- e NO_2^- , e empregam essas substâncias na síntese de aminoácidos e composição de proteínas celulares durante o processo de formação de biomassa no solo (Camargo et al., 1999). À medida que a quantidade de C nos resíduos diminui gradativamente, o processo de morte dos microrganismos se inicia devido à escassez de fonte de energia, o N armazenado na biomassa microbiana fica disponível novamente, e torna-se acessível as plantas, e para os microrganismos nitrificantes e desnitrificantes (Bartz et al., 1998).

Ambos os processos (imobilização e mineralização) atuam em sentidos opostos, promovendo a quebra ou a formação de ligações entre compostos orgânicos. Sendo que, a taxa na qual o N orgânico se converte em NH_4^+ e NO_3^- é denominada taxa de mineralização, e ela é representada pela quantidade de N

inorgânico liberada pela atividade microbiana em um período específico (Camargo et al., 1999).

A aplicação de fertilizantes sintéticos minerais é uma outra ponta do ciclo do N, e ocorre partir de ação antrópica. Com o crescimento populacional e o surgimento de tecnologias, surgiram novos tratos culturais para aumento no cultivo de alimentos. O método Harber-Bosch utiliza-se de N atmosférico e H, gerando NH_3 e dando origem a outros compostos, incluindo a ureia. Essa reação requer aproximadamente 1,3 toneladas de combustível fóssil para fixar 1 tonelada de N, sob altas pressões (35 a 100 Mpa) e temperaturas (300 a 400 ° C) (Marin et al., 1999). Cerca de metade do N fertilizante aplicado pode ser assimilado pelas plantas, no entanto, essa taxa pode diminuir para baixo, 25%, em solos com drenagem inadequada ou aumentar para até 80% em pastagens crescendo em solos com baixa disponibilidade de N (Hauck, 1984). Portanto, os fertilizantes nitrogenados consistem em uma fonte mineral de N, diretamente aplicados no solo, sendo absorvido pelas plantas, ou perdidos na dinâmica de N do solo, participando da formação de novos compostos e seguindo o ciclo novamente.

2.2 Emissão de gases do solo

2.2.1 Óxido nitroso

O N_2O é um GEE com concentração estimada na atmosfera de 323 partículas por bilhão (ppb) e tempo de permanência de até 120 anos. Possui poder de aquecimento global, em CO_2 equivalentes ($\text{CO}_{2\text{eq}}$), de 265 x $\text{CO}_{2\text{eq}}$, e peso molecular de 44 g (Liebig et al., 2017). Dados mostram que do total de GEE emitido pelo setor agropecuário no Brasil, 85 % corresponde à emissão por N_2O (MCTI, 2022).

A produção de N_2O no solo é um processo natural, que faz parte de reações microbianas envolvendo compostos nitrogenados, sendo os dois principais processos de formação desse gás a nitrificação e a desnitrificação (Pinheiro et al., 2018). Estes processos dependem de alguns fatores como: temperatura, aeração e teor de umidade do solo, e processos que controlam a disponibilidade de N mineral (Signor et al., 2013; Cardoso et al., 2017). Por sua vez, a imobilização e mineralização do N orgânico das excretas, decomposição das plantas, a aplicação de N inorgânico na forma de fertilizantes, a assimilação de N pelas plantas, a volatilização de NH_3 e a

lixiviação de (NO_3^-), afetam a disponibilidade de N mineral no solo e, consequentemente, na emissão de N_2O (Cai et al., 2017).

Na primeira etapa da nitrificação, bactérias quimioautotróficas nitrificantes irão oxidar o NH_4^+ para nitrito (NO_2^-), enquanto que na segunda etapa o NO_2^- é convertido em NO_3^- . O processo de desnitrificação ocorre em condições amorfas, à medida que o substrato NO_3^- estiver disponível e o C orgânico for alto, os micro-organismos irão reduzir o NO_3^- para N_2O e N_2 (Firestone e Davidson, 1989; Wrage et al., 2001).

O modelo *hole-in-the-pipe*, ilustrado na (Figura 3), descreve a produção de N_2O e óxido nítrico (NO), segundo uma adaptação de Firestone e Davidson (1989). Em um primeiro momento, a concentração de fluido que passará pelo tubo será semelhante à taxa de ciclagem de N, ou seja, bactérias nitrificantes, como nitrossomonas e nitrobacter, irão promover as taxas de oxidação de NH_4^+ e as bactérias desnitrificantes, como pseudomonas, a redução de NO_3^- . Em um próximo momento, os atributos do solo influenciarão diretamente na quantidade de N que irá passar pelos orifícios (*hole*) como óxidos gasosos de N. À medida que o N estiver disponível no solo haverá aumentos na produção de N_2O e NO . Sendo a disponibilidade de N inorgânico no solo um dos principais fatores de controle dessa reação (IPCC, 2019).

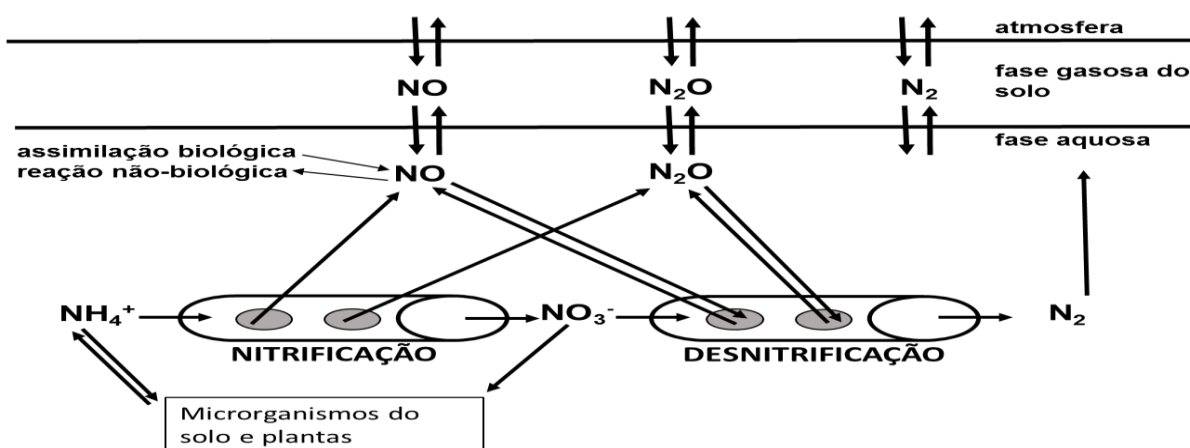


Figura 3. Modelo conceitual "hole-in-the-pipe" (adaptado de Firestone e Davidson, 1989).

O espaço poroso saturado com água (EPSA), pH e teor de argila do solo possuem efeito direto sobre os processos de nitrificação e desnitrificação. A formação de N_2O no solo a partir da nitrificação ocorre quando o EPSA está abaixo de 60% e

na presença de grandes quantidades de NH_4^+ . No entanto, a desnitrificação, que é o principal processo para a formação de N_2O , é predominante quando o EPSA está entre 60-80% e acompanhado de uma alta concentração de NO_3^- (Dobbie e Smith, 2003; Luo et al., 2008; Saggar et al., 2004, 2007).

Estudos realizados por Nogueira et al. (2016) e Cardoso et al. (2017) em ambientes tropicais, apontaram maiores fluxos de emissão de N_2O durante o verão, uma vez que a quantidade de chuvas no período é maior e, conseqüentemente, ocorre um aumento do EPSA, entre 60-70%. À medida que a umidade do solo aumenta, diminui a propagação de O_2 , gerando um ambiente anaeróbico e favorecendo os microrganismos desnitrificantes na produção de N_2O , uma vez que o N mineral esteja disponível (Smith et al., 1998; Luo et al., 2000).

A temperatura é um outro fator que afeta diretamente as emissões de N_2O . Em condições de altas temperaturas, a taxa de respiração do solo aumenta e resulta em maiores zonas de anaerobiose, diminuindo o gás oxigênio (O_2) do solo, e elevando a taxa de desnitrificação (Smith et al., 2003).

As emissões de N_2O a partir de excretas de animais se comportam de maneira diferente para fezes e urina. A maior parte do N presente na urina está na forma inorgânica, com grandes quantidades de N mineral. Estima-se que 80% está na forma de nitrogênio não proteico (NNP), e o restante é composto por aminoácidos mineralizados, peptídeos e NH_4^+ (Bolan et al., 2004).

Nas fezes, o N está predominantemente na forma orgânica, 95%, e apenas 5% na forma inorgânica. Sendo assim, é preciso que ocorra a mineralização do N orgânico contido na placa de fezes para que o N seja disponibilizado e ocorra a emissão de N_2O . Ainda assim, esse N pode estar ligado a componentes estruturais de difícil degradação (hemicelulose, celulose e lignina), restringindo a atividade microbiana na placa de fezes (Braz et al. 2002).

Contudo no Brasil, a realização de inventários de emissão de GEE ainda utilizam os fatores de emissão do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), que são baseados em estudos que não diferenciam as causas de emissão entre fezes e urina, estação do ano e tipo de solo, além de serem realizados em clima temperado. Dessa forma, é necessário que estudos avaliem fezes e urina

separadamente, a fim de refinar esses fatores de emissão para diferentes espécies em ambiente tropical.

2.2.2 Metano

O CH_4 é considerado o segundo GEE mais importante, uma vez que possui um poder de aquecimento global 28 vezes maior que o CO_2 e um tempo de vida na atmosfera de 9 a 15 anos. Cerca de 60% do total de CH_4 emitido no mundo são de origem antrópica, como atividade agropecuária, cultivo de arroz irrigado, aterros sanitários, queima de biomassa e exploração de combustível fóssil (IPCC, 2013; WMO, 2019).

A produção de CH_4 no solo é oriunda da decomposição de matéria orgânica (MO) em condições de anaerobiose. Em um primeiro momento deste processo, a MO é decomposta por microrganismos aeróbicos, e depois em anaerobiose por não-metanogênicos. O resultado é a formação de compostos como açúcares, celulose, aminoácidos e lipídios, que servirão como substrato para os microrganismos metanogênicos produzirem CH_4 (Khan et al., 1997; Cardoso et al., 2001). De acordo com Le Mer e Roger (2001) a metanogênese é o processo responsável pela mineralização completa da MO.

Os solos também podem servir como um sumidouro de CH_4 da atmosfera, conduzindo o fluxo líquido do gás entre positivo e negativo. Esse processo de oxidação de CH_4 da atmosfera no solo é realizado por bactérias metanotróficas que transformam o CH_4 em outros compostos. No entanto, o NH_4^+ apresenta potencial para afetar a oxidação de CH_4 , uma vez que, pode inibir a atividade da enzima que atua na oxidação do CH_4 , a metano monooxigenase. Ao final, um fluxo líquido positivo de CH_4 indicará um ambiente emissor, e o fluxo líquido negativo, será dreno (Le Mer e Roger, 2001; Bodelier e Laanbroek, 2004; Conrad, 2007).

As fezes dos animais também são consideradas uma importante fonte de emissão de CH_4 . A produção ocorre por ação de microrganismos metanogênicos, presentes no trato digestivo dos animais, que conseguem sobreviver após a excreção. Esses micro-organismos utilizam parte dos substratos presentes nas fezes,

degradando biologicamente esse material orgânico à CH_4 , em um processo fermentativo (Ruggieri e Cardoso, 2017).

Quando em contato com o solo, as fezes promovem o aumento da população de micro-organismos metanogênicos, devido à proporção de C orgânico utilizado como fonte de energia. Dessa forma, a produção de CH_4 poderá ocorrer de duas fontes, pelas fezes e pelo solo. Nas placas de fezes, microssítios caracterizados por alta umidade e temperatura são criados. Esse ambiente criado torna-se favorável à produção de CH_4 , ao passo que, conforme a umidade das fezes vai diminuindo, a emissão de CH_4 também vai decrescendo rapidamente (Jarvis et al., 1995; Holter, 1997; Bolan et al., 2004).

Um fator ambiental com grande influência na produção de CH_4 é a temperatura, uma vez que, estimula a velocidade do crescimento dos micro-organismos, o grau de utilização do substrato e a atividade biológica. Temperaturas entre 37 e 42°C, favorecem o crescimento de micro-organismos anaeróbios gerando um aumento na produção de CH_4 , porém em temperaturas inferiores a 25°C, há um decréscimo acentuado na velocidade de degradação da MO, e conseqüentemente, na emissão de CH_4 (Rohstoffe, 2010).

De acordo com Bolan et al. (2004), outros fatores relacionados às fezes, como a composição, quantidade e disponibilidade do C e N (relação C/N) podem influenciar a atividade microbiana e, conseqüentemente, a emissão de CH_4 .

2.2.3 Volatilização de amônia

A volatilização da NH_3 é um dos principais processos de perdas de N, na superfície do solo, para a atmosfera. Além da volatilização, a NH_3 é responsável por causar eutrofização e acidificação de ecossistemas naturais, a partir da liberação de H^+ , sendo considerada um poluente atmosférico (Beusen et al., 2008; Grizzetti et al., 2011; Gerber et al., 2013; Velthof et al., 2011). Apesar da NH_3 não ser considerado um GEE, possui potencial de contribuição para o aquecimento global, isso porque suas modificações atuam como fonte de N_2O quando retorna na superfície do solo (Hristov et al., 2013).

Os fertilizantes nitrogenados e as excretas (fezes e urina) dos animais são as principais fontes de perdas de N como NH_3 volatilizada, no setor agropecuário

(Bouwman et al., 1997). São estimadas perdas de quase 26 milhões de toneladas de N ao ano via deposição de fezes e urinas em solos cultivados com pastagens (Gerber et al., 2013; Phelan et al., 2015). As perdas anuais via adubos nitrogenados, chegam a 17 milhões de toneladas de N (Xu et al., 2019). Essas perdas via fertilizante e excretas geram dificuldades em relação ao manejo de N no solo e, consequentemente, na assimilação desse nutriente pelas plantas e animais.

Dentre as excretas, é pela urina que ocorre as maiores volatilizações de NH_3 (Lee et al., 2012; Lessa, 2014; Cardoso et al., 2019a; Longhini et al., 2021). Na urina, cerca de 40 a 70% do N excretado é perdido na forma de ureia (Cardoso et al., 2019b), estando prontamente disponível para hidrólise, que será catalisada pela enzima urease, que está presente no solo, nas raízes e na excreta animal (Jarvis e Pain, 1990; Whitehead, 1995; Saggar et al., 2013). A hidrólise da ureia é um processo que eleva momentaneamente o pH do solo, causando um desequilíbrio entre NH_3 e NH_4^+ , favorecendo a volatilização de NH_3 (Lee et al., 2011) (Figura 4).

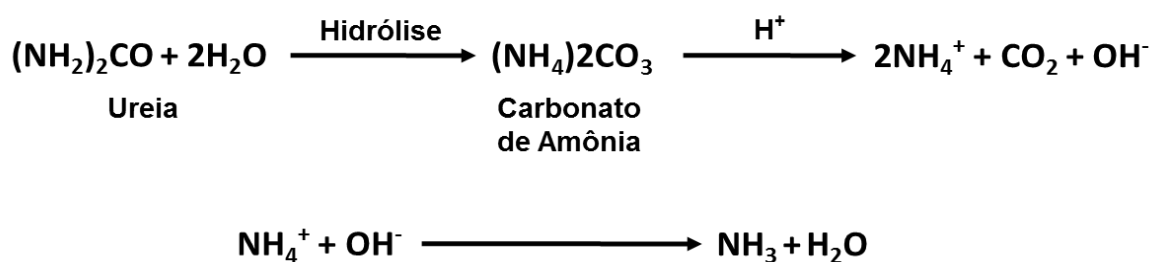


Figura 4. Volatilização da amônia a partir da hidrólise da ureia (Longhini et al. 2020).

A volatilização da NH_3 pelas fezes segue os mesmos passos da urina (Laubach et al., 2013). No entanto, o N presente nas fezes está predominantemente na forma orgânica, como proteínas indigestíveis, proteína endógena e proteína microbiana indigestível (Satter et al., 2002, Prados et al., 2016), necessitando que ocorra a mineralização desses compostos, para uma posterior volatilização. De acordo com Lessa (2014) e Costa (2015), as perdas de NH_3 são sempre maiores pela urina do que das fezes, principalmente nos primeiros dias após a aplicação no solo, enquanto as perdas através das fezes são mais tardias.

Além de fatores inerentes às excretas, fatores relacionados ao solo, como umidade, pH, textura, teor de MO e temperatura, também podem influenciar em uma maior ou menor volatilização. Assim como fatores climáticos como radiação solar,

pluviosidade, velocidade do vento e temperatura (Sommer e Hutchings, 2001; Núñez et al., 2007; Zaman et al., 2009; Burchill et al., 2017).

Segundo Engel et al. (2011), chuvas intensas (>18 mm) tendem a reduzir a volatilização de NH_3 devido a infiltração de N no solo, enquanto períodos com baixos volumes de chuva (<8 mm) provocam um aumento dessa emissão por meio da hidrólise da ureia. Em geral, perdas de NH_3 aumentam com a intensificação das condições de seca (ausência de precipitação), com o aumento do pH do solo, com uma umidade inicial no solo não limitante (Lessa et al., 2014).

2.3 Cama da baia de equinos

O sistema de criação de equinos se difere muito em função da finalidade de produção dos animais (Lage et al. 2007). Quando destinados somente para o auxílio no trabalho pecuário, é comum que esses animais sejam criados livres em sistemas de pastagens, já quando é destinado para o lazer e práticas esportivas, os animais são confinados em estábulos ou baias, para garantir um maior controle sobre sua saúde e alimentação (Canal Júnior, 2015; Rose, 2004). Mesmo assim, é comum verificar locais que fazem um sistema híbrido, em que os animais pastejam durante o dia, e são confinados no período da noite (Kaiser et al. 2006), para facilitar o seu manejo no dia seguinte.

Dentro desse contexto, surge a necessidade de utilizar substratos como cama das baias e estábulos, onde os equinos ficam confinados. Quando estabulados os animais acabam por defecar e urinar nesse substrato, e a quantidade de excretas produzidas dependem da idade do animal, peso, intensidade de suas atividades físicas, entre outros fatores (Hadin et al. 2016).

A principal função da utilização de camas em ambientes confinados de equinos, é proporcionar um ambiente limpo, livre de umidade e que traga conforto para os animais (Borhan et al. 2016). Uma instalação com máxima absorção de urina, seca, significa um ambiente menos propenso ao surgimento de doenças, como infecções de cascos, e emissões de NH_3 (Fleming et al. 2008a; Fleming et al. 2008b). Portanto, uma boa cama, precisa ser muito eficiente na absorção de urina, apresentar uma rápida degradabilidade, e apresentar potencial de uso em outras atividades após o

período final de sua utilização, como adubo orgânico, por exemplo (Swinker et al. 1997).

Diferentes tipos de materiais estão disponíveis e atualmente são utilizados como substrato cama, entre eles, resíduos de madeira, diferentes tipos de palhas, cascas de sementes e grãos (Wheeler; Zajackowski, 2002), e até mesmo recortes de papel (Airaksinen, 2006). Sendo a preferência por um outro material, dependente da disponibilidade do produto na região e dos custos para aquisição.

As fezes e urina depositadas na cama podem causar a lixiviação de nutrientes (Parvage et al. 2015). E o manejo e armazenamento desse substrato, pode ser um potencial agente poluidor do ar, solo e água (Berglund; Falkhaven. 2011; Malgerid; Persson. 2013; Oenema et al. 2007), por meio da formação e liberação de NH_3 , N_2O , CO_2 e CH_4 (Fleming et al. 2008a; Garlipp et al. 2011).

2.4 Sistema digestivo e hábitos alimentares de caprinos, ovinos e equinos

Caprinos e ovinos se enquadram na classificação de animais ruminantes, essas espécies se diferem das demais pelo seu sistema digestivo. Dividido em quatro partes, o estômago dos ruminantes possui um compartimento chamado rúmen, local com uma alta gama de microrganismos capazes de digerir e aproveitar alimentos fibrosos e componentes nitrogenados não proteicos em ambiente anaeróbico, produzindo energia, que será utilizada pelo animal após a morte dos microrganismos (Silva; Rodrigues, 2003). Portanto, a dieta de animais ruminantes é baseada por gramíneas forrageiras, uma vez que constituem uma fonte de fibra altamente produtiva, e baixo valor econômico de produção.

Ovinos apresentam hábitos alimentares predominantemente de pastejo baixo, demonstrando preferência por gramíneas e leguminosas, porém em ambientes onde essas fontes de vegetação são escassas, os ovinos também consomem arbustos e ervas. Por outro lado, os caprinos são reconhecidos por pastejar com a cabeça erguida, priorizando o consumo de folhas de árvores e arbustos, com uma inclinação para dicotiledôneas herbáceas (Rogério et al. 2016) Devido a essa notável versatilidade, eles são classificados como selecionadores intermediários, pois exibem uma ampla flexibilidade em seus hábitos alimentares, um comportamento caracterizado como oportunístico. Isso significa que eles são capazes de adaptar

suas preferências alimentares com facilidade em resposta à época do ano, à disponibilidade e à qualidade da forragem (Van Soest, 1994).

No entanto, mesmo no grupo selecionadores intermediários, ocorre diferenças quanto a seletividade, com os caprinos demonstrando uma seletividade mais acentuada em comparação aos ovinos, principalmente pela sua maior mobilidade labial. Esses animais apresentam ramoneio, tanto quando estão em pastagens quanto em confinamento, e são capazes de consumir uma ampla variedade de plantas, sendo que sua habilidade seletiva permite que eles ajustem sua dieta de acordo com a disponibilidade de alimentos e mudanças nas estações do ano (Cunha, 1999; Ribeiro, 1997; Silva; Rodrigues, 2003).

Os equinos são categorizados como herbívoros não ruminantes, mais precisamente como fermentadores monogástricos do intestino posterior. O sistema digestivo do cavalo se divide em duas partes distintas: o intestino anterior, que compreende o estômago e o intestino delgado, e o intestino posterior, que inclui o ceco e o cólon. A evolução do sistema digestivo dos cavalos foi direcionada para otimizar a digestão de uma dieta forrageira, caracterizada por ser alta nos teores de fibras (Karasu et al. 2023; Maisonpierre et al. 2019). Para atender às suas necessidades nutricionais, os cavalos empregam tanto a digestão enzimática no intestino delgado, principalmente para a quebra de carboidratos e proteínas solúveis, quanto a fermentação microbiana das fibras no intestino posterior (Daly et al. 2001; Salem et al. 2017).

Portanto, mesmo sem possuir rúmen, os cavalos apresentam um compartimento digestivo (ceco) do material fibroso, a partir da fermentação por microrganismos. Dentro destes estão bactérias metanogênicas, que estão presentes tanto no intestino posterior, *Methanobrevibacter spp*, *Methanomassiliicoccus spp*. (Murru et al. 2018), quanto na excreção por fezes, *Methanobrevibacter gottschalkii*, *Methanobacterium spp*. (Fernandes et al. 2014; Yamano et al. 2008). Sendo as fezes de equino, um potencial fator de emissão de CH₄.

3. HIPÓTESES E OBJETIVOS

Diante do contexto apresentado, o presente estudo tem as seguintes hipóteses: (1) urina de equinos apresentara maiores emissões de N_2O em relação as fezes e cama da baia (2) emissões de CH_4 serão maiores a partir dos tratamentos com fezes e cama da baia de equinos (3) perdas na forma de NH_3 variarão de acordo com a espécie animal e estações do ano avaliadas. Os objetivos foram de avaliar os efeitos das excretas e cama da baia de equinos sobre as emissões diretas de CH_4 e N_2O e determinar as perdas de N na forma de NH_3 volatilizada por excretas de equinos, caprinos e ovinos, nas seguintes estações do ano: verão, inverno e primavera.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Atkins P, JONES L (1999) **Princípios de Química: questionando a vida cotidiana e o meio ambiente**. Porto Alegre: Bookman.

Airaksinen S (2006) **Bedding and manure management in horse stables. Its Effect on Stable Air Quality, Paddock Hygiene and the Compostability and Utilisation of Manure**. 90 p. Dissertação (Doutorado em ciências ambientais) – University Kuopio, Faculty of Natural and Environment Sciences, 2006.

Barhan MDS, Rahman S, Hammer C (2014) Water absorption capacity of flax and pine horse beddings and gaseous concentrations in bedded stalls **Journal of Equine Veterinary Science**, 34(5):611-618. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2013.11.011>.

Bartz HR (1998) Dinâmica dos nutrientes e adubação em sistemas de produção sob Plantio Direto. In: Fries, M.R. (Ed.). **Plantio Direto em solos arenosos: alternativas para a sustentabilidade agropecuária**. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria: Ed. Pallotti, p. 52-81.

Beusen AHW, Bouwman AF, Heuberger PSC, Van Drecht G, Van Der Hoek KW (2008) Bottom-up uncertainty estimates of global ammonia emissions from global agricultural production systems. **Atmospheric Environment** 42:6067–6077. <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.03.044>

Berglund M, Falkhaven E (2011) Hästsektorns klimatpåverkan, **Hallands Hushållningssällskap**.

Bodelier PLE, Laanbroek, H.J., (2004) Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. **FEMS Microbiology Ecology** 47:265–277. [http://dx.doi.org/10.1016/S0168-6496\(03\)00304-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0168-6496(03)00304-0).

Bolan NS, Saggar S, Luo J, Bhandral R, Singh J (2004) Gaseous Emissions of Nitrogen from Grazed Pastures: Processes, Measurements and Modelling, Environmental Implications, and Mitigation, in: **Advances in Agronomy** 84:37–120. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84002-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84002-1).

Bouwman AF; Lee DS, Asman WAH, Dentener FJ, Der Hoek KW, Olivier JGJ (1997) A global high-resolution emission inventory for ammonia. **Global Biogeochemical Cycles** 11:561–587. <http://dx.doi.org/10.1029/97GB02266>.

Braz SP, Nascimento Junior DD, Cantarutti RB, Regazzi AJ, Martins CE, Fonseca D. MD (2002) Disponibilização dos nutrientes das fezes de bovinos em pastejo para a forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia** 31(4):1614-1623. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982002000700003>.

Burchill W, Lanigan GJ, Forrestal PJ, Misselbrook T, Richards KG (2017) Ammonia emissions from urine patches amended with N stabilized fertilizer formulations. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** 108:163–175. <https://doi.org/10.1007/s10705-017-9847-9>.

Butterbach-Bahl K, Baggs EM, Dannenmann M, Kiese R (2013) Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls?. **Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Sciences** 368(1621):20130122. <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2013.0122>.

Cai Y, Chang SX, Cheng Y (2017) Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies. **Earth-Science Reviews** 171:44–57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.05.013>.

Campos RF (2011) pegada de carbono: a relação entre mudanças climáticas e hábitos insustentáveis. **Revista Geográfica de América Central** 2:1-16.

Canal Júnior A. (2015). Influência do tempo de estabulação no comportamento de equinos da raça crioula **Unoesc & Ciência - ACET**, 6(2):201–208. Recuperado de <https://periodicos.unoesc.edu.br/acet/article/view/5325>.

Cândido LA, Souza RVA; Monteiro MTF; Manzi AO; Luiz FJ; Saragoussi M (2014) **Desvendando a Ciência do Clima**. Livreto projeto PRONEX/FAPEAM- Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia- INPA, Manaus-AM, 2014.

Cardoso NA, Saminêz TC, Vargas MA (2001) **Fluxo de Gases-traço de Efeito Estufa na Interface Solo/Atmosfera em Solos de Cerrado**. Planaltina: Embrapa: 2001, 23 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 17).

Cardoso AS, Brito LF, Januszkiewicz ER, Morgado ES, Barbero RP, Koscheck JF, Reis RA, Ruggieri AC (2017) Impact of Grazing Intensity and Seasons on Greenhouse Gas Emissions in Tropical Grassland. **Ecosystems** 20:845–859. [10.1007/s10021-016-0065-0](https://doi.org/10.1007/s10021-016-0065-0).

Cardoso AS, Neto AJ, Azenha MV, Morgado ES, Brito, LF, Januszkiewicz ER, Berchielli TT, Reis RA, Ruggieri AC (2019b) Mineral salt intake effects on faecal-N concentration and the volume and composition of beef cattle urine. **Tropical animal health and production** 51:171–177. <https://doi.org/10.1007/s11250-018-1673-9>.

Cardoso AS, Oliveira SC, Januszkiewicz ER, Brito LF, Silva Morgado E, Reis RA, Ruggieri, AC (2019a) Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. **Soil and Tillage Research** 194:104341. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104341>.

Camargo FAO, Gianello C, Vidor C (1999) Nitrogen fractions in the microbial biomass in soils of Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa 23:181-185. <https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000100022>.

Conrad R (2007) Microbial Ecology of Methanogens and Methanotrophs. **Advances in Agronomy** 96:1–63. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)96005-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)96005-8).

Costa AR (2015) **Perdas gasosas de nitrogênio e atributos microbiológicos do solo em pastagens após aplicação de urina e fezes de bovinos**. Tese de doutorado - Universidade de Brasília/Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 92 p, 2015.

Cunha MGG (1999) Nutrição e Manejo Alimentar de Caprinos Leiteiros. In: Sousa WH, Santos ES 1999. **Criação de Caprinos Leiteiros: uma alternativa para o semi-árido**. João Pessoa, 207 p.

Daly K, Stewart CS, Flint HJ, Shirazi-Beechey SP (2001) Bacterial diversity within the equine large intestine as revealed by molecular analysis of cloned 16S rRNA genes **FEMS Microbiology Ecology**, 38:141–51. [10.1111/j.1574-6941.2001.tb00892.x](https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2001.tb00892.x).

Damineli A (2003) **Hubble: a expansão do universo**, São Paulo: Odysseus.

Dobbie KE, Smith KA (2003) Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 67(1):37-46. [10.1023 / A: 1025119512447](https://doi.org/10.1023/A:1025119512447).

Engel R, Jones C, Wallander R (2011) Ammonia Volatilization from Urea and Mitigation by NBPT following Surface Application to Cold Soils. **Soil Science Society of America Journal** 75:2348–2357. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2011.0229>.

Fernandes KA, Kittelmann S, Rogers CW, Gee EK, Bolwell CF, Bermingham EN, Thomas DG (2014) Faecal microbiota of forage-fed horses in New Zealand and the population dynamics of microbial communities following dietary change. **PLoS ONE** 9:112846. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112846>.

Fleming K, Hessel EF, Van den Weghe HFA (2008a) Evaluation of factors influencing the generation of ammonia in different bedding materials used for horse keeping **Journal Equine Veterinary Science**, 28:223–231. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2008.02.008>.

Fleming K, Hessel EF, Van den Weghe HFA (2008b). Generation of airborne particles from different bedding materials used for horse keeping **Journal of Equine Veterinary Science**, 28(7):408–418. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2008.05.004>.

Finlayson-Pitts BJ, Pitts Jr. JN (1986) **Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques**, John Wiley & Sons, Inc.

Franzluebbers AJ, HONS FM, ZUBERER DA (1994) Seasonal change in soil microbial biomass and mineralizable C and N in wheat management systems. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford 26:1469-1475. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)90086-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)90086-8).

Fyfe WS (1974) **Geochemistry**, Londres, Oxford University Press, p. 109.

Garlipp F, Hessel EF, van den Weghe, Herman FA (2011) Characteristics of gas generation (NH₃, CH₄, N₂O, CO₂, H₂O) from horse manure added to different bedding materials used in deep litter bedding systems **Journal Equine Veterinary Science**, 31:383–95. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2011.01.007>.

Gerber PJ, Steinfeld H, Henderson B, Motter A, Opio C, Dijkman J, Falcucci A, Tempio G (2013) Tackling climate change through livestock – A global assessment of emissions and mitigation opportunities. **Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO)**, Rome.

Gleiser M (2000) **A dança do universo**. São Paulo: Companhia das Letras. Grizzetti B, Bouraoui F, Billen G, Van Grinsven H, Cardoso AC, Thieu V, Garnier J, Curtis C, Howarth R, Johnes P (2011) Nitrogen as a threat to European water quality. In.: Sutton MA, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, van Grinsven H, Grizzetti B (eds). **The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives**. Cambridge University Press, p.379–404. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511976988.020>.

Gulsah KK, Chris WR, (2023) Erica KG Dietary Transitions Toward Sustainable Horse Feeding, **Journal of Equine Veterinary Science**, 128:104880. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2023.104880>.

Guerrero MG, Vega JM, Losada M (1981) The assimilatory nitrate-reducing system and its regulation. **Annual Review of Plant Physiology**, Genamics JournalSeek 32:169-204. <https://doi.org/10.1146/annurev.pp.32.060181.001125>.

Hauck RD (1984) Epilogue. In: HAUCK, R.D., (Ed.). Nitrogen in crop production. **Soil Science Society of America**, Madison p. 782-787. 10.2134/1990.nitrogenincropproduction.

Holter P (1997) Methane emissions from Danish cattle dung pats in the field. **Soil Biology and Biochemistry**, 29(1):31-37. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(96\)00267-2](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(96)00267-2).

Hristov AN, Firkins J, Oh JL, Dijkstra J, Kebreab E, Waghorn G, Makkar HPS, Adesogan AT, Yang W, Lee C, Gerber PJ, Henderson B, Tricarico JM (2013) Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from animal operations: I. A review of enteric methane mitigation options, SPECIAL TOPICS. **Journal of Animal Science** 91(11):5045–5069. <https://doi.org/10.2527/jas.2013-6583>.

IBGE (2017). Pesquisa Pecuária Municipal 2016. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro.

IPCC 2006; Intergovernmental Panel on Climate Change (2006). Guidelines for national greenhouse gas inventories. **Greenhouse Gas Inventory Reference Manual** 4. Available at: <http://www.ipcc971nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>.

IPCC, International Panel on Climate Change (2013). The physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. In T. F. Stocker, D. Qin, G. K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, P. M. Midgley (Eds.), **Climate change 2013**.1:29.

IPCC, International Panel on Climate Change (2019) Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** P. International Panel on Climate Change (IPCC). p. 546-554.

Jarvis SC, Pain BF (1990) Ammonia volatilization from agricultural land. **Proceedings The-Fertilizer Society** 298:35.

Karasu GK, Rogers CW, Gee EK (2023) Dietary transitions toward sustainable horse feeding *Journal of equine Veterinary Science*, 128(104080). <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2023.104880>.

Keeney DR; NELSON DW (1982) Nitrogen: inorganic forms. In: PAGE AL; MILLER RH; KEENEY DR. 2nd ed. **Methods of soil analysis**. Madison: American Society of Agronomy 625-642. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr9.2.2ed.c33>.

Khan RZ, Müller C, Sommer SG (1997) Micrometeorological mass balance technique for measuring CH₄ emission from stored cattle slurry. **Biology and fertility of soils** 24:442-444. <https://doi.org/10.1007/s003740050270>.

Kaiser L, Heleski CR, Siegford J, Smith KA (2006) Stressrelated Behaviors Among Horses Used in a Therapeutic Riding Program **Journal of the American Veterinary Medical Association**, 228(1)39–45. <https://doi.org/10.2460/javma.228.1.39>.

Lage RA, Queiroz JPAF, Sousa FDN, Agra EGD, Izael MA, Dias RVC (2007) Fatores de risco para a transmissão da anemia infecciosa equina, leptospirose, tétano e raiva em criatórios equestres e parques de vaquejada no município de Mossoró, RN **Acta Veterinaria Brasília**, 1(3):84- 88.

Laubach J, Taghizadeh-Toosi A, Gibbs SJ, Sherlock RR, Kelliher FM, Grover SPP (2013) Ammonia emissions from cattle urine and dung excreted on pasture. **Biogeosciences** 10:327–338. <http://dx.doi.org/10.5194/bg-10-327-2013>.

Lee C, Hristov AN, Heyler KS, Cassidy TW, Lapierre H, Varga GA, Parys C (2011) Effects of metabolizable protein supply and amino acid supplementation on nitrogen utilization, milk production, and ammonia emissions from manure in dairy cows. **Journal of Dairy Science** 95(9):5253-5268. <https://doi.org/10.3168/jds.2012-5366>.

Lehninger AL, Nelson DL, Cox MM (2000) **Princípios de Bioquímica**. 2. ed. São Paulo: Sarvier, p. 839.

Le Mer J, Roger P (2001) Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: A review. **European Journal of Soil Biology** 37:25–50. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(01\)01067-6](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(01)01067-6).

Lessa ACR, Madari BE, Paredes DS, Boddey RM, Urquiaga S, Jantalia CP, Alves BJ (2014) Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 190:104-111. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.010>.

Liebig, MA, Herrick JE, Archer DW, Dobrowolski J, Duiker SW, Franzluebbers AJ, Strickland TC (2017) Aligning land use with land potential: The role of integrated agriculture. **Agricultural & Environmental Letters** 2(1):170007. <https://doi.org/10.2134/aer2017.03.0007>.

Lima EN (2006) **Abordagem do ciclo do nitrogênio nas aulas de ciências: o livro didático e as necessidades do professor**. 103 p. Dissertação (Mestrado em Ensino das Ciências) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2006.

Longhini, VZ, Cardoso AS, Berça AS, Boddey RM, Reis RA, Dubeux JCB, Ruggieri AC (2020) Nitrogen supply and rainfall affect ammonia emissions from dairy cattle excreta and urea applied on warm-climate pastures. **Journal of environmental quality** 40:1453–1456. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20167>.

Longhini, VZ (2020) **Dinâmica de serapilheira e volatilização de NH₃ em pastos de capim Marandu com e sem nitrogênio ou consorciados com amendoim forrageiro**. 131 p. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal, 2020.

Luo J, Tillman RW, Ball PR (2000) Nitrogen loss through denitrification in a soil under pasture in New Zealand. **Soil Biology and Biochemistry** 32:497–509. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(99\)00179-0](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(99)00179-0).

Maisonpierre IN, Sutton MA, Harris P, Menzies-Gow N, Weller R, Pfau T (2019) Accelerometer activity tracking in horses and the effect of pasture management on time budget **Equine Veterinary Journal**, 51:840–5. [10.1111/evj.13130](https://doi.org/10.1111/evj.13130).

Malgeryd J, Persson T (2013) Hästgödsel: En **Naturlig Resurs**, ed. Jordbruksverket: Jönköping.

Marin VA, Baldani VLD, Teixeira KRS, Baldani JI (1999) **Fixação biológica de nitrogênio: bactérias fixadoras de nitrogênio de importância para a agricultura tropical**. Embrapa Agrobiologia, Seropédica, RJ.

MCTIC. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 2ª edição. MCTI, Brasília. 2014.

MCTI, Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 3ª edição. MCTI, Brasília. 2015.

MCTI, **Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação**. Third national communication of Brazil to the United Nations framework convention on climate change. Brasília, 336p, 2016.

MCTIC. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 4ª edição. MCTI, Brasília. 2017.

MCTIC. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 6ª edição. MCTI, Brasília. 2022.

Miller Jr. GT (2007) **Ciência Ambiental**. 11 ed. São Paulo: Thomson, Cengage Learning, 501 p.

Mikhaylov A, Moiseev N, Aleshin K, Burkhardt, T. (2020) Global climate change and greenhouse effect. **Journal of Entrepreneurship and Sustainability Issues**, 7(4):2897-2913. <http://doi.org/10.9770/jesi.2020.7>.

Murru F, Fliegerova K, Mura E, Mrázek J, Kopečný J, Moniello G (2018) A comparison of methanogens of different regions of the equine hindgut, **Anaerobe** 54:104–110. <https://doi.org/10.1016/j.anaerobe.2018.08.009>.

Nelson DL, Cox MM (2002) **Lehninger princípios de bioquímica**. Tradução: A.A. Simões e W.R.N. Lori. 3. ed. São Paulo: Sarvier p. 639-640.

Nogueira AKDS, Rodrigues RDAR, Silva JJND, Botin AA, Silveira JGD, Mombach MA, Armacolo NM, Romeiro SDO. (2016). Fluxos de óxido nitroso em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 51:1156-1162. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900015>.

Núñez P, Demanet R, Matus F, Mora ML (2007) Grazing management, ammonia and nitrous oxide emissions: a general view. **Journal Soil Science Plant Nutrition**, 7(3):61–99. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912007000300006>.

Oenema O, Oudendag D, Velthof GL (2007). Nutrient losses from manure management in the European Union **Livestock Science**, 112:261–272. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2007.09.007>.

Oliveira LEM (2020) **O ciclo do nitrogênio** Disponível em: <<http://www.ledson.ufla.br/assimilacao-e-transporte-de-nitrogenio> 2/assimilacao-etranporte- de-nitrogenio-em-plantas/>. Acesso em 10.Abril.2023.

Parvage MM, Ulén B, Kirchmann H. (2015) Are horse paddocks threatening water quality through excess loading of nutrients? **Journal Environmental Management**, 147:306–313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.019>.

Phelan P, Moloney AP, McGeough EJ, Humphreys J, Bertilsson J, O’riordan EG, O’kiely P. (2015) Forage legumes for grazing and conserving in ruminant production systems. **Critical Reviews in Plant Sciences** 34:281–326. <https://doi.org/10.1080/07352689.2014.898455>.

Pinheiro EFM, Santos CDA, Da Silva SN, Alves B, De Campos DVB, Ceddia M (2018) Emissões de óxido nitroso sob cobertura de pastagem numa topossequência em Seropédica, RJ. **Revista Virtual de Química** 10(6). 10.21577/1984-6835.20180119.

Prados LF, Chizzotti ML, Valadares Filho SC, Helena F (2016) Manejo ambiental e predição da excreção de nitrogênio e fósforo por bovinos de corte. In.: Valadares Filho SC, Silva LFC, Gionbelli MP, Rotta PP, Marcondes MI, Chizzotti ML, Prados LF (3ed). **Exigências Nutricionais de Zebuínos Puros e Cruzados - BR-Corte** p. 311–327.

Raymond J, Siefert JL, Staples CR, Blankenship RE (2004) The natural history of nitrogen fixation. **Molecular Biology and Evolution**, 21:541-554. <https://doi.org/10.1093/molbev/msh047>.

Ribeiro DAS (1997) Caprinocultura: Criação Racional de Caprinos, São Paulo. 1ª Ed. 318 p.

Rogério MCP, Araújo AR, Pompeu RCFF, Silva AGM, Moraes E, Memória HQ, Oliveira DS (2016) Manejo alimentar de caprinos e ovinos nos trópicos. **Veterinária e Zootecnia**, 23(3):326-346.

Rohstoffe FN (2010) Guia prático do biogás: geração e utilização. **Ministério da Nutrição, Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha**.

Rose R (2004) Equine behavior: A Guide for Veterinarians and Equine Scientist, London: Elsevier Science, 366p.

Rubino M, Etheridge DM, Thornton DP, Howden R, Allison CE, Francey RJ, Langenfelds RL, Steele LP, Trudinger CM, Spencer DA, Curran MAJ, Ommen TDV, Smith AM (2019) Revised records of atmospheric trace gases CO₂, CH₄, N₂O, and δ¹³ C-CO₂ over the last 2000 years from Law Dome, Antarctica. **Earth System Science Data** 11:473-492. <https://doi.org/10.25919/5bfe29ff807fb>.

Ruggieri AC, Cardoso AS (2017) Balanço de carbono em sistemas de produção animal: fontes de emissão e opções de mitigação. **Archivos Latinoamericanos de Producción Animal** 25(1-2):37-44.

Saggar S, Bolan NS, Bhandral R, Hedley CB, Luo J. (2004) A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research** 47(4):513–544. <http://dx.doi.org/10.1080/00288233.2004.9513618>.

Saggar S, Hedley CB, Giltrap DL, Lambie SM (2007) Measured and modeled estimates of nitrous oxide emission and methane consumption from a sheep-grazed pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 122:357-365. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.02.006>.

Saggar S, Singh J, Giltrap DL, Zaman M, Luo J, Rollo M, Kim D-G, Rys G, van der Weerden, TJ (2013) Quantification of reductions in ammonia emissions from fertiliser urea and animal urine in grazed pastures with urease inhibitors for agriculture inventory: New Zealand as a case study. **Science of the Total Environment** 465:136–146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.088>.

Salem AZM, Valdez NT, Olafadehan OA, Elghandour MMY, Barbabosa PA, Coyote RL (2017) Influence of aguamiel (agave atrovirens) as a natural feed additive on cecal fermentation kinetics of some forage species in horse feeding. **Journal Equine Veterinary Science**, 48:103–12. [10.1016/j.jevs.2016.08.012](https://doi.org/10.1016/j.jevs.2016.08.012).

Satter LD, Klopfenstein TJ, Erickson GE (2002) The role of nutrition in reducing nutrient output from ruminants. **Journal of Animal Science** 80(2):143-156. https://doi.org/10.2527/animalsci2002.80E-Suppl_2E143x.

Schlesinger WH (1991) **Biogeochemistry. An Analysis of Global Change**, Academic Press: San Diego.

Silva MMC; Rodrigues CAF (2003) Nutrição e alimentação de caprinos. Brasil. Acesso em Agosto de 2023. Disponível em: http://www.cpd.ufv.br/dzo/caprinos/artigos_tec/nut_alim_cap.pdf.

Smith KA, Ball T, Conen F, Dobbie KE, Massheder J, Rey A (2003) Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science** 54(4):779-791. <https://doi.org/10.1111/ejss.12539>.

Smith KA, Thomson PE, Clayton H, McTaggart IP, Conen F (1998) Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. **Atmospheric Environment** 32:3301–3309. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00492-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00492-5).

Sommer SG, Hutchings NJ (2001) Ammonia emission from field applied manure and its reduction – invited paper. **European Journal of Agronomy** 15:1–15. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(01\)00112-5](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(01)00112-5).

Swinker AM, Tanner MK, Johnson DE, Benner L (1997) Composting characteristics of three bedding materials **Journal of Equine Veterinary Science**, 18:462–466. [https://doi.org/10.1016/S0737-0806\(98\)80039-7](https://doi.org/10.1016/S0737-0806(98)80039-7).

Taiz L, Zeiger E (2006) **Fisiologia Vegetal - Taiz & Zeiger** - 3a edição.

Tasca FA, Ernani PR, Rogeri DA, Gatiboni LC, Cassol PC (2011) Ammonia volatilization following soil application of conventional urea or urea with urease inhibitor. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo** 35(2):493-502. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832011000200018>.

Van Soest PJ (1994) **Nutritional ecology of the ruminant**. 2. ed. Ithaca: Comstock, 476p.

Velthof G, Barot S, Bloem J, Butterbach-Bahl K, Vries W, Kros H, Lavelle P, Olesen JE, Oenema O (2011) Nitrogen as a threat to european soil quality. Sutton MA, Erisman JW, Billen G, Bleeker A, Grennfelt P, Van Grinsven H, Grizzetti B (eds). **The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives** Cambridge University Press, p. 495–510.

Wheeler E, Zajackowski JS. (2002). Horse facilities 3: Horse manure stable management. P.S. University, Editor: University Park, PA.

Whitehead DC (Eds.) (1995) **Grassland Nitrogen**. Wallingford: Cab International, 397 p.

White C (2016) **The Story of Carbon**. Disponível em: <www.awestthatworks.com>. Acesso em: Set. 2023.

World Meteorological Organization (2019) WMO Greenhouse Gas Bulletin: **The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2018**, No. 15. ISSN 2078-0796.

Xu R, Tian H, Pan S, Prior SA, Feng Y, Batchelor WD, Chen J, Yang J (2019) Global ammonia emissions from synthetic nitrogen fertilizer applications in agricultural systems: Empirical and process-based estimates and uncertainty. **Global change biology** 25:314–326. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.14499>.

Yamano H, Koike S, Kobayashi Y, Hata H (2008) Phylogenetic analysis of hindgut microbiota in Hokkaido native horses compared to light horses, **Animal Science Journal**, 79:234–242. <https://doi.org/10.1111/j.1740-0929.2008.00522.x>.

Young, JPW (1992) Phylogenetic classification of nitrogen fixing bacteria. In: STACEY, G.; BURRIS, R.; EVANS, H. (Ed.). **Biological nitrogen fixation**. New York: Chapman and Hall p. 43–86.

Zaman M, Saggar S, Blennerhassett JD, Singh J (2009) Effect of urease and nitrification inhibitors on N transformation, gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, pasture yield and N uptake in grazed pasture system. **Soil Biology and Biochemistry** 41:1270–1280. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.011>.

Zilberman I (1997) **Introdução à Engenharia Ambiental**. ULBRA, 103 p.

Capítulo 2 - Volatilização de amônia por excretas de caprinos, ovinos e equinos aplicados sobre pastos de capim Massai

RESUMO – Objetivou-se avaliar os efeitos de fezes e urina de caprinos, equinos e ovinos, sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 , no verão, inverno e primavera. O experimento foi realizado ao longo do ano de 2020, em pastagem de capim Massai, na cidade de Jaboticabal, clima Aw, identificado como tropical, de chuvas intensas no verão e períodos de estiagem no inverno. O experimento foi conduzido em DBC, com cinco repetições. Os tratamentos foram fezes (250g) e urina (400ml) de caprinos, ovinos e equinos, além de um tratamento sem adição de excretas para avaliar a volatilização de NH_3 basal do solo. Sendo o experimento repetido em três estações do ano distintas (verão, inverno e primavera) com a hipótese de existir comportamentos diferentes na volatilização em distintas condições ambientais. Os tipos de excreta foram analisados separadamente, e o tratamento basal foi utilizado apenas para determinação da volatilização de cada tratamento. Onde o percentual perdido como NH_3 é calculado em considerando a quantidade de N que foi aplicado. O tratamento com urina de caprinos apresentou volatilizações de NH_3 superior ($p < 0,05$) as demais espécies no verão (10,94%) e na primavera (34,68%), sendo estatisticamente igual a urina de equino no inverno, 16,94% para urina de caprinos, e 13,34% para urina de equinos. Quando considerado as perdas de N pelas fezes, apenas na primavera houve diferença significativa ($p < 0,05$) para volatilização de NH_3 , sendo maior para ovinos (7,87%), seguido de caprinos (2,68%) e equinos (0,57%). Considerando apenas as estações do ano, verifica-se que na primavera ocorreu as maiores emissões de NH_3 (12,92%), seguido do inverno (6,88%) e do verão (2,85%). A diferença no comportamento ingestivo das diferentes espécies, deve ser a causa na diferença de volatilização entre elas, enquanto que condições de precipitação e temperatura distintas ao longo das estações do ano, em ambiente tropical, afetam diretamente a umidade do solo, gerando variações nas perdas de N como NH_3 volatilizada. Por fim, conclui-se que altas precipitações no verão diminui a volatilização de NH_3 , a ausência de chuvas no inverno dificulta o processo de formação de NH_3 , e na primavera as chuvas intermediárias, facilita os processos de formação e aumenta a volatilização de NH_3 . O intenso hábito seletivo dos caprinos faz com que sua urina provoque maiores perdas de N como NH_3 volatilizada na primavera e no verão.

1. INTRODUÇÃO

A NH_3 na atmosfera se caracteriza por ser um gás incolor, com forte odor em altas concentrações e solúvel em moléculas de água (Felix; Cardoso 2004). Além de ser um gás que pode causar prejuízos à saúde humana, em locais de altas emissões (Alberta, 2004), a NH_3 é considerada uma fonte indireta na formação de N_2O , um GEE com alto poder de aquecimento global (Haynes; Sherlock 1986; Rochete et al. 2009).

De acordo com o IPCC (2019) 30% do N depositado no solo por excretas de animais, são emitidos para a atmosfera na forma de NH_3 volatilizada, sendo a principal fonte de volatilização pelo setor pecuário (Phelan et al. 2015). Segundo Gerber et al. (2013), 26 milhões de toneladas de N são perdidos por excretas dos animais, a partir da volatilização de NH_3 .

Segundo USDA (2021) o rebanho mundial de bovinos é de 1,2 bilhões de animais, sendo o brasileiro de 234,4 milhões de animais (IBGE, 2022). Essa alta população bovina é derivada de um alto consumo e comércio de carne, leite e outros derivados. Sendo que dentro desse contexto, de produção de bovinos, muitas pesquisas vêm sendo desenvolvidas para quantificar os efeitos desses animais na poluição ambiental e mudanças climáticas. No entanto, pouco se sabe sobre os efeitos no meio ambiente provocados pela criação de outras espécies, que além terem uma importante contribuição na economia de muitas regiões, também possuem um grande efetivo em seu rebanho, como caprinos, ovinos e equinos.

No Brasil o rebanho de caprinos é de 12,6 milhões de animais, sendo que na maioria se encontra na região nordeste, em locais predominantemente de clima semiárido, onde possuem uma boa adaptação e uma grande importância cultural e econômica, na produção de carne e leite (Alencar et al. 2010; IBGE, 2022; Lucena et al. 2018; Silva et al, 2019). Já os ovinos possuem um rebanho de 21,5 milhões de animais no Brasil, estando concentrados principalmente nas regiões sul e nordeste, locais de climas totalmente distintos, onde esses animais têm grande importância na produção de carne e lã (Costa et al. 2010; IBGE, 2022; Silva et al. 2013). Os equinos, apesar de não ter nenhuma atividade econômica direta relacionado a sua criação, tem uma grande importância na formação de tropas para atividades agropecuária, no lazer, processos terapêuticos, como equoterapia, e em algumas atividades esportivas.

O Brasil tem uma população de 5,8 milhões de equinos, estando distribuído em todas as regiões do país (IBGE, 2022).

Dentro desse contexto, é importantíssimo que se determine a contribuição dessas atividades pecuárias, além da criação de bovinos, na formação de compostos que possa trazer prejuízos ao equilíbrio ambiental do planeta. Identificando as diferenças entre cada espécie, tipo de excreta, e os diferentes fatores climáticos em que estão inseridos.

Portanto, o objetivo do presente estudo foi de mensurar os efeitos de fezes e urina de caprinos, equinos e ovinos, sobre as perdas de N por volatilização de NH_3 nas diferentes estações do ano, em ambiente de clima tropical.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área experimental e dados climáticos

O experimento foi realizado em três estações do ano de 2020: verão (janeiro e fevereiro), inverno (julho) e primavera (outubro e novembro), no setor de Forragicultura e Pastagem da Universidade Estadual Paulista (Unesp-FCAV), situada em Jaboticabal, SP (latitude 21°14'05"S, longitude 48°17'09" W, e altitude de 615m). Os dados climáticos foram obtidos na Estação Agrometeorológica do Departamento de Ciências Exatas da UNESP Campus Jaboticabal, registrando temperatura média de 22,3 °C e precipitação anual de 1424 mm. O clima segundo classificação de Köppen é do tipo Aw, descrito como tropical com estação seca definida entre os meses de abril a setembro e concentração de chuvas nos meses de verão (outubro a março).

A avaliação de volatilização NH_3 ocorreu em uma área de pastagem não adubada de capim Massai (*Megathyrus maximus* x *Megathyrus infestum*), semeado em 2012. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (Santos et al., 2018), caracterizado com as propriedades físicas (Claessen, 1997) e químicas; (van Raij et al., 2001) (Tabela 1).

Tabela 1. Propriedades do solo na área experimental (0 – 20 cm profundidade).

Propriedades	
Areia (g kg ⁻¹)	620
Silte (g kg ⁻¹)	60
Argila (g kg ⁻¹)	320
pH (CaCl ₂)	5,9
Matéria Orgânica (g kg ⁻¹)	25
Capacidade de troca catiônica (mmol _c dm ⁻³)	75,8
P (mg dm ⁻³)	25
Ca (mmol _c dm ⁻³)	42
Mg (mmol _c dm ⁻³)	14
K (mmol _c dm ⁻³)	3
Saturação por bases (g kg ⁻¹)	790

2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi conduzido em DBC, com cinco repetições. Os tratamentos foram distribuídos em: fezes de caprinos, fezes de ovinos, fezes de equinos, urina de caprinos, urina de ovinos, urina de equinos e um tratamento sem adição de excreta, para avaliar a volatilização de NH₃ basal do solo. Os tratamentos foram replicados em três estações do ano, com condições naturais de chuva distintas, classificados como verão, inverno e primavera.

2.3 Coleta de excretas

Foram coletadas fezes e urina imediatamente após a excreção de ovinos, equinos e caprinos, nos seus respectivos setores da UNESP – FCAV, sendo que, foram utilizadas as mesmas excretas para as estações de verão e inverno, e para a primavera foi realizada uma nova coleta.

As excretas de equinos foram coletadas a partir de sete animais diferentes, adultos, sem raça definida. No momento da primeira coleta (janeiro de 2020) a dieta dos animais era exclusivamente pastagem de capim Tanzânia (*Megathyrsus maximus* cv. *Tanzania*). Entretanto, na segunda coleta de excretas (agosto de 2020), os equinos consumiam silagem de milho. Para as excretas de caprinos, foram coletadas fezes e urina de aproximadamente doze animais diferentes, adultos e da raça Saanen. Em ambas as coletas realizadas, os animais pastejavam em pastos de capim Tanzânia durante o dia, e ao anoitecer eram confinados e fornecido silagem de milho. Os ovinos da qual as excretas foram coletadas, eram da raça corriedale, adultos, sendo coletado fezes e urina de dez animais diferentes. Em ambas as coletas, os animais pastejavam Tifton 85 (*Cynodon dactylon* x *Cynodon nlemfuensis*) durante o dia, e no final da tarde eram confinados em um aprisco, onde recebiam silagem de milho e suplemento concentrado proteico/energético.

A urina e as fezes coletadas foram armazenadas em recipientes específicos para cada espécie e tipo de excreta, sendo as amostras armazenadas em freezer, à temperatura de -20°C (Charteris et al., 2021). Um dia antes da aplicação dos tratamentos, as amostras foram retiradas do freezer até o descongelamento completo à temperatura ambiente, sem exposição ao sol.

Antes da aplicação dos tratamentos, subamostras foram retiradas e usadas para determinação do pH da urina (medidor de pH microprocessado, TECNAL® R-TEC-7-MP), N total das fezes e urina (método Kjeldahl) e matéria seca (MS) das fezes (AOAC, 2000) (Tabela 2).

Tabela 2. Composição química das fezes e urina de caprinos, ovinos e equinos, de acordo com as estações climáticas do experimento.

Variáveis	Ovino	Caprino	Equino
	<i>Verão/Inverno</i>		
Urina, g N L ⁻¹	1,52	1,1	0,33
Fezes, g N kg ⁻¹	10,56	20,68	4,37
pH Urina	8,7	7,7	7,4
MS Fezes g kg ⁻¹	320	440	230
	<i>Primavera</i>		
Urina, g N L ⁻¹	1,33	1,04	0,32
Fezes, g N kg ⁻¹	2,2	3,2	2,9
pH Urina	8,4	7,4	7,1
MS Fezes g kg ⁻¹	300	240	290

MS= matéria seca.

2.4 Aplicação dos tratamentos

Os tratamentos foram aplicados nos dias 29 de janeiro, 10 de julho e 16 de outubro de 2020, que representavam as estações verão, inverno e primavera, respectivamente. Cada parcela mediu 0,3 × 0,5 m (0,15 m²), totalizando 35 unidades experimentais. Destacando que 120 dias antes do início do experimento, a área foi previamente restrita a qualquer tipo de adubação e acesso de animais.

Quatrocentos mililitros (400 ml) de urina, de cada espécie animal, foram aplicados sobre uma área de aproximadamente 15 cm de diâmetro, de modo que todo o conteúdo pudesse infiltrar o solo. Nos tratamentos com fezes, foram aplicados 250 g de fezes, de cada espécie, de modo a preencher toda a área aberta da câmara coletora de NH₃. Uma vez que a quantidade de excretas produzidas por pequenos ruminantes e equinos são diferentes, a quantidade a ser aplicadas, foi baseada na área da câmara coletora de NH₃, padronizando uma mesma quantidade, de fezes ou urina, para ambas as espécies.

Em cada replicação, uma nova parcela foi utilizada para aplicação dos tratamentos.

2.5 Mensuração da emissão de amônia

Para avaliação da volatilização da NH_3 foram utilizadas câmaras coletoras de amônia confeccionadas a partir de garrafa de plástico transparente de politereftalato de etileno com capacidade para 2 L, como descrito por Araújo et al. (2009) e validada por Jantalia et al. (2012). A coleta foi realizada em 1, 3, 5, 9, 14 e 21 dias após a aplicação dos tratamentos (DAA), com a imposição dos tratamentos sendo realizada às 17h00 e a coleta de amostras sempre no mesmo horário (Cardoso et al. 2019).

No interior da câmara coletora foi utilizado um sistema absorvedor de NH_3 , constituído por uma lâmina de espuma embebida com solução ácida + glicerina, suspensa verticalmente com o auxílio de um fio rígido, sendo a câmara coletora suspensa à 1,5 cm da superfície do solo (Araújo et al., 2009). A quantificação do N- NH_3 capturado com as tiras de espuma foi realizada por destilação e titulação, seguindo o método descrito por Moraes et al. (2013).

As taxas de emissão de amônia para cada tratamento foram calculadas usando a emissão cumulativa total de NH_3 , seguindo a fórmula 1 (LONGHINI et al., 2020):

$$\text{Emissão de amônia (\%)} = \frac{\text{NH}_3 (\text{tratamento}) - \text{NH}_3 (\text{emissão basal})}{N (\text{aplicado})} \quad (1)$$

Onde $\text{NH}_3 (\text{tratamento})$ é a porcentagem de N aplicado, que foi perdido como NH_3 pelos tratamentos com fezes ou urina; $\text{NH}_3 (\text{emissão basal})$ é a porcentagem de N perdido como NH_3 para o ar, sem adição de N (tratamento basal); e $N (\text{aplicado})$ é a quantidade de N aplicada na área coberta pela câmara (kg N ha^{-1}).

A emissão cumulativa de NH_3 (% de perda total de N como NH_3) foi calculada para o período experimental somando as quantidades de NH_3 emitidas em cada intervalo de amostragem (0–1, 1–3, 3–5, 5–9, 9–14 e 14-21 dias). O fluxo de NH_3 para cada tratamento foi calculado seguindo a fórmula 2 (LONGHINI et al., 2020):

$$\text{Fluxo de NH}_3 = \frac{n}{\% \text{NH}_3 (\text{tratamento}) - N (\text{aplicado})} \quad (2)$$

Onde, % $\text{NH}_3 (\text{tratamento})$ é a porcentagem de N aplicado perdido como NH_3 em cada intervalo de amostragem para o tratamento com fezes ou urina; $N (\text{aplicado})$ é a quantidade de N aplicada em cada parcela, e n é o período de tempo coberto pelo intervalo de amostragem.

Tabela 3. Condições climáticas durante o período experimental.

Condições Climáticas	Estações do ano		
	Verão	Inverno	Primavera
Temperatura média do ar, °C	25,03	21,92	24,07
Chuva acumulada 7 dias antes do período experimental, mm	43,3	0	0,4
Chuva acumulada durante o período experimental, mm	165,3	0	75,9
Dias de chuva	13	0	8
Umidade relativa do ar*(%)	82	53	61

*média do período experimental

2.6 Análise estatística

Todas as análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R com o ambiente de desenvolvimento integrado RStudio (R version 4.0.4, 2022-02-15, RStudio, Inc.), considerando significância quando $p < 0,05$ em todos os testes estatísticos. Foi utilizado um esquema fatorial 3x3: com três diferentes espécies (caprinos, ovinos e equinos) e três estações do ano (verão, inverno e primavera). Sendo que, os diferentes tipos de excretas foram analisados separadamente, e o tratamento basal (sem adição de excretas) foi utilizado apenas para fins de determinação da NH_3 volatilizada dos tratamentos.

O pacote “lme4” de procedimentos modelos lineares mistos (Bates et al., 2022) foi usado para analisar os efeitos fixos da espécie (caprino, ovino e equino) ao longo das estações do ano (verão, primavera e inverno), assim como suas interações, e o bloco efeito aleatório sobre a volatilização de amônia, para urina e fezes.

A normalidade dos erros residuais nos modelos adotados, foi verificada com o teste de Shapiro-Wilk, e quando apresentado significância foi aplicado o teste de Tukey para comparações múltiplas entre as médias. Diagramas de caixa (box-plot) foram usados para representar as variações dos dados.

3. RESULTADOS

3.1 Fluxos diários e padrão de acúmulo da volatilização de amônia

Na estação de verão, o volume de precipitação acumulada foi de 153 mm. Os maiores picos de volatilização de NH_3 ocorreram no primeiro DAA dos tratamentos com urina de caprino e ovino, com redução significativa no 3º dia, e chegando ao nível basal no 5º dia. Os tratamentos com fezes das diferentes espécies e urina de equino apresentaram uma baixa emissão de NH_3 no primeiro e terceiro DAA, predominando a emissão basal a partir do quinto dia (Figura 1).

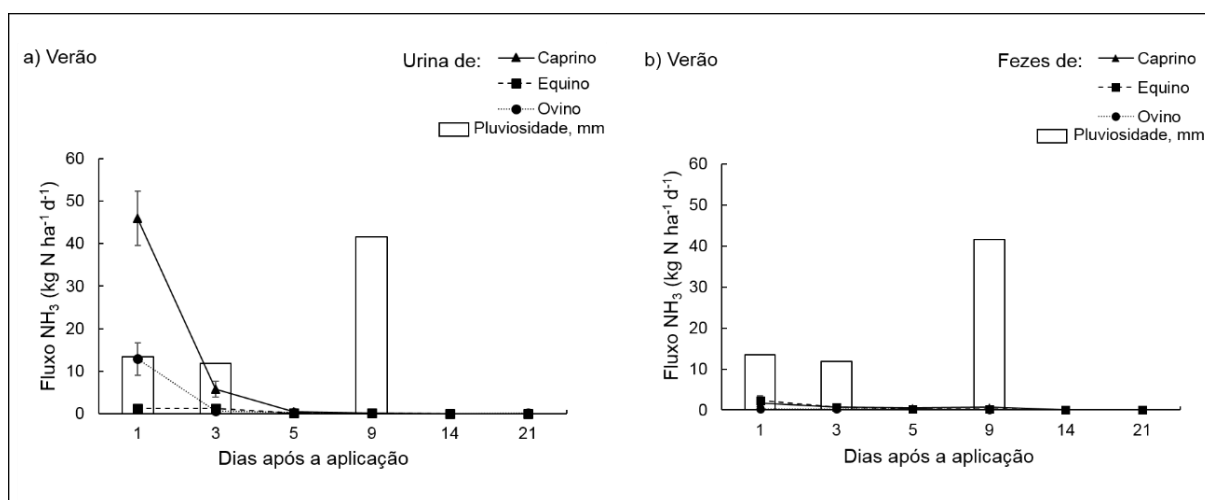


Figura 1. Fluxo de N-NH_3 durante o verão de 2020 para urina (a) e fezes (b) de caprinos, ovinos e equinos, e pluviosidade nos dias de coleta.

A estação do inverno foi caracterizada por período de seca, sem a ocorrência de nenhum evento de precipitação durante o intervalo de coleta (Figura 2). Os tratamentos com fezes e urina apresentaram comportamentos de volatilização de NH_3 semelhantes, tendo o pico de volatilização no primeiro DAA, reduzindo no 3º dia, até chegar no 21º dia com uma baixa volatilização, próximos da emissão basal. Destaque para as excretas de caprinos, que apresentaram os maiores picos de volatilização de NH_3 .

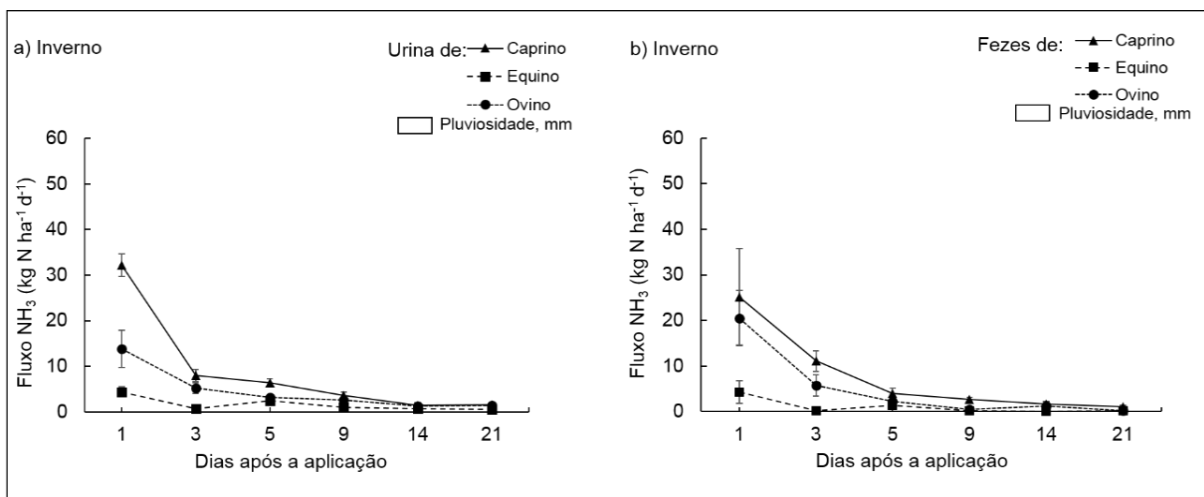


Figura 2. Fluxo de N-NH_3 durante o inverno de 2020 para urina (a) e fezes (b) de caprinos, ovinos e equinos, e pluviosidade nos dias de coleta.

Na primavera, o volume de chuva foi de 75,9 mm. Nesse período, ocorreu o maior pico de volatilização de NH_3 , que foi verificado no primeiro DAA do tratamento de urina de caprino. Destaca-se ainda que as fezes de ovinos apresentaram um pico de emissão no 1º dia de coleta, diminuindo no 3º, e seguindo o mesmo padrão de volatilização por fezes de caprinos e equinos, que se mantiveram baixo durante todo o período de avaliação (Figura 3).

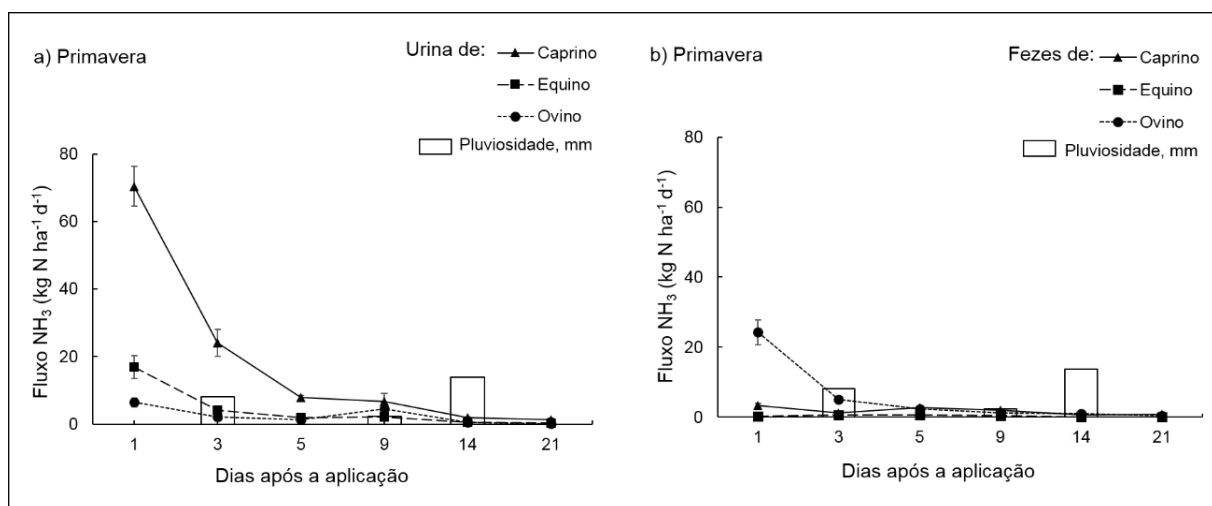


Figura 3. Fluxo de N-NH_3 durante a primavera de 2020 para urina (a) e fezes (b) de caprinos, ovinos e equinos, e pluviosidade nos dias de coleta.

As estações do ano apresentaram influência sobre o acúmulo de N perdido na forma de NH_3 volatilizada para a excreta urina, independente da espécie avaliada. Enquanto no verão a totalidade de perdas aconteceu no primeiro e segundo dia de coleta, estabilizando a partir do terceiro, no inverno e na primavera as perdas foram constantes ao longo do período experimental (Figura 4).

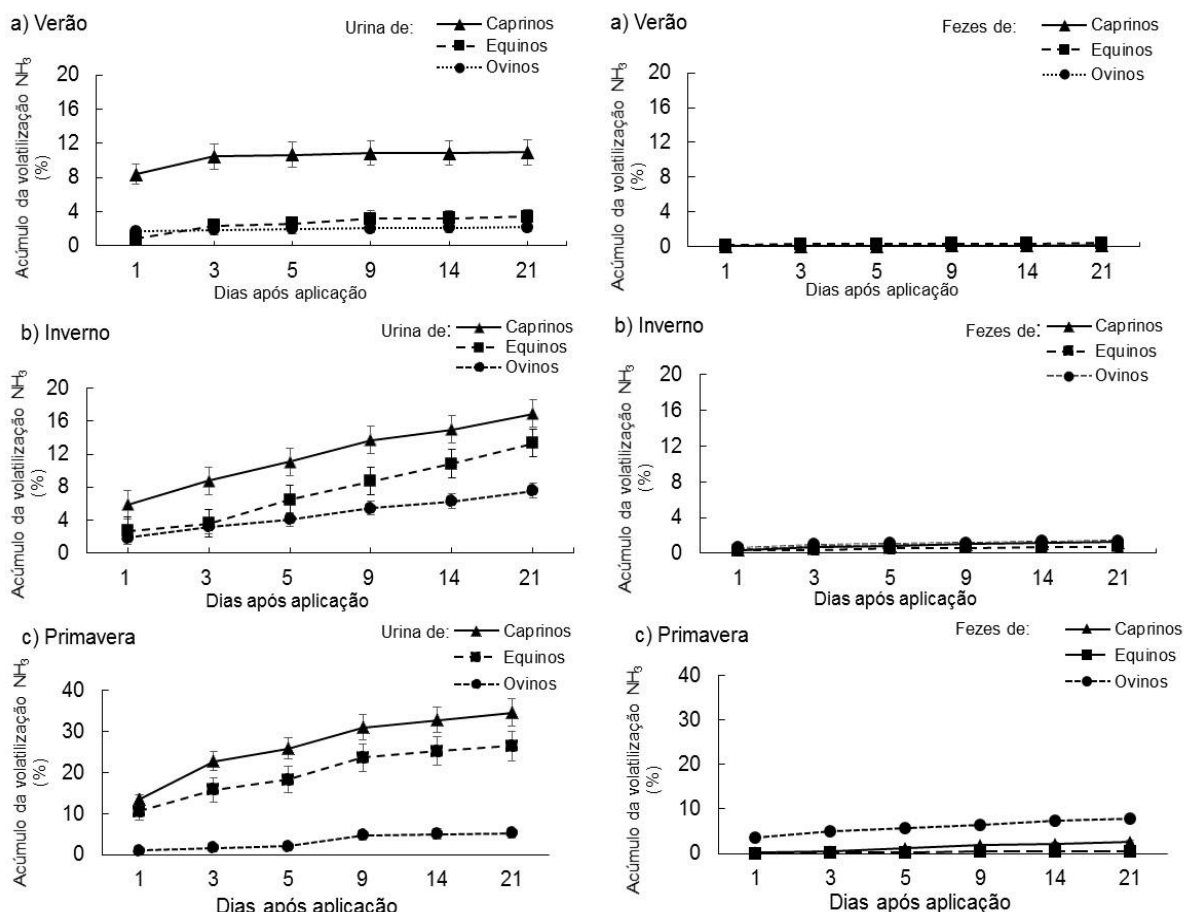


Figura 4. Acúmulo da volatilização de amônia (NH_3) ao longo dos dias de coleta, durante o verão (a), inverno (b) e primavera (c) de 2020, para urina e fezes de caprinos, ovinos e equinos.

Nos tratamentos com fezes, as espécies também não se diferenciaram quanto ao padrão de acúmulo de perdas, assim como as épocas do ano em que houve avaliação. Considerando o total acumulado, a maior parte da NH_3 volatilizada pelas fezes, ocorreu nas primeiras coletas, aumentando até o final do período experimental, mesmo que em baixa quantidade (Figura 4).

3.2 Volatilização acumulada de amônia na urina

A porcentagem de N perdido na urina, por volatilização de NH_3 , apresentou efeito significativo para espécie ($p < 0,01$), estação do ano ($p < 0,01$) e para a interação entre as espécies e épocas do ano ($p < 0,01$; Figura 5).

Resultados das comparações múltiplas sugerem que os caprinos (16,94%) mostraram maior volatilização de NH_3 que os ovinos (7,56%) no inverno ($p = 0,006$; Figura 5). Por sua vez, a volatilização de NH_3 diferiu-se para todas as espécies na primavera ($p < 0,05$), com valores superiores para caprinos (34,68%), seguido dos equinos (26,50%) e ovinos (5,24%) (Figura 5). No verão, a volatilização por urina de caprinos (10,94%) foi significativamente ($p < 0,05$) maior quando comparada com equinos (3,37%) e ovinos (2,18%) (Figura 5).

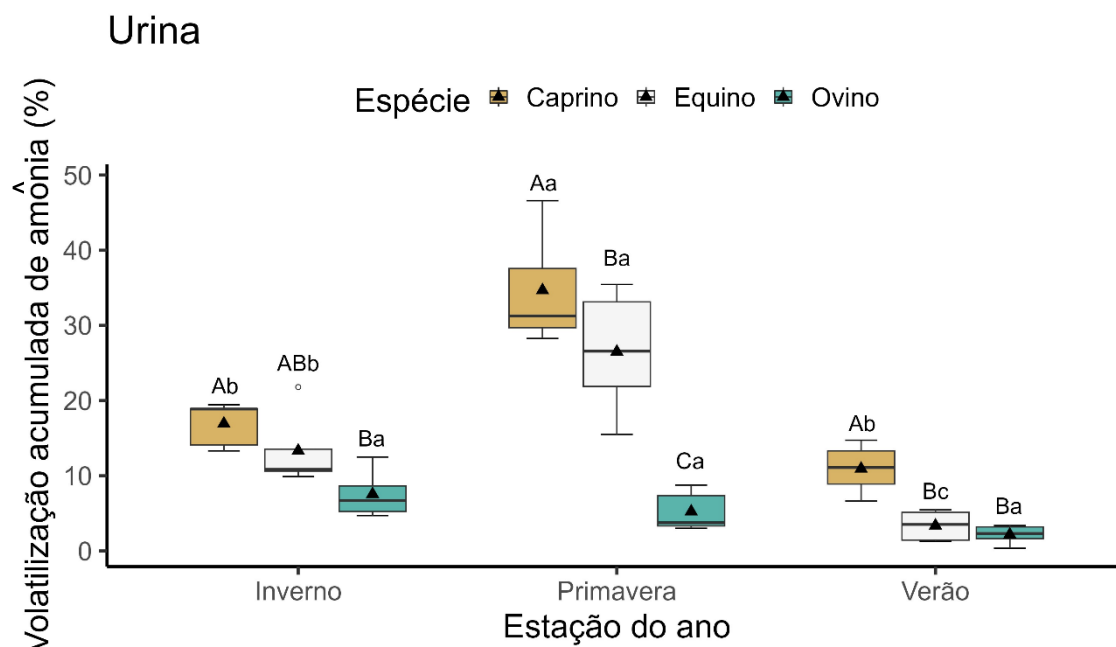


Figura 5. Volatilização de N-NH_3 em urina, de acordo com a espécie (caprinos, equinos e ovinos) em diferentes estações do ano (inverno, primavera e verão). Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre espécies em uma mesma estação do ano e letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as estações do ano para cada espécie, pelo teste de Tukey. Triângulos pretos indicam as médias.

Para urina de caprinos, a volatilização de NH_3 na primavera foi superior em relação ao inverno e verão ($p < 0,01$; Figura 5). Para os equinos, todas as estações diferiram entre si, com a primavera sendo superior, seguida do inverno e do verão

($p < 0,01$; Figura 5). Porém, nenhuma das estações do ano diferiram entre si ($p > 0,05$) na volatilização de NH_3 por urina de ovinos (Figura 5).

3.3 Volatilização acumulada de amônia nas fezes

Para as fezes, a porcentagem de NH_3 volatilizada também apresentou efeito significativo para espécie ($p < 0,01$), estação do ano ($p < 0,01$), e para a interação entre espécies e épocas do ano ($p < 0,01$; Figura 6).

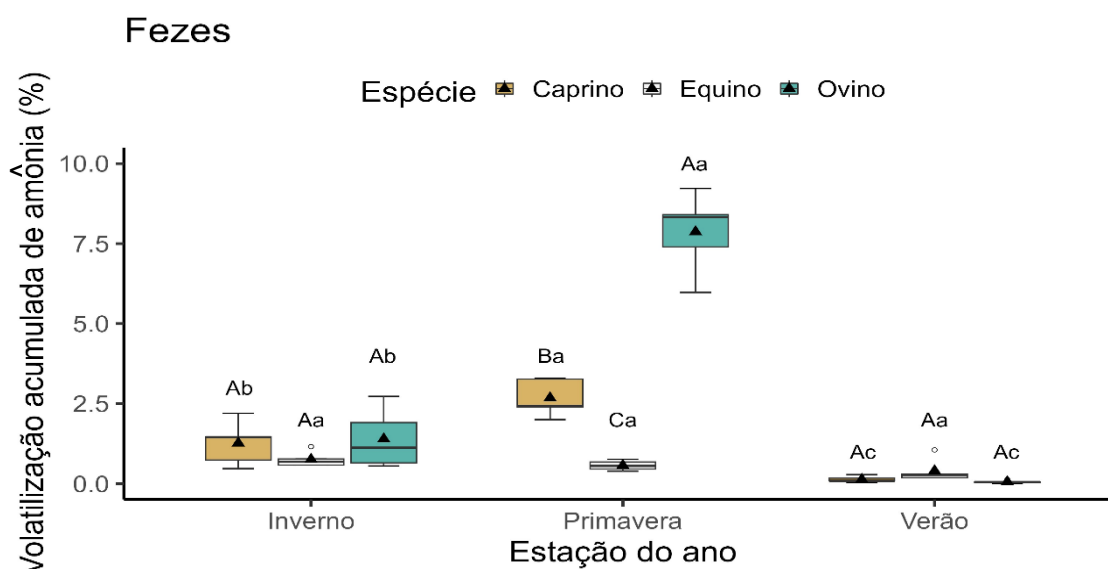


Figura 6. Volatilização de N-NH_3 nas fezes, de acordo com a espécie (caprino, equino e ovinos) função das estações do ano (inverno, primavera e verão). Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre espécies em uma mesma estação do ano e letras minúsculas diferentes indicam diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as estações do ano para cada espécie, pelo teste de Tukey. Triângulos pretos indicam as médias.

Resultados das comparações múltiplas mostraram que no verão e no inverno, não houve diferença significativa na volatilização de NH_3 por fezes das espécies avaliadas ($p > 0,05$; Figura 6). Entretanto, houve diferença significativa para todas as espécies na primavera ($p < 0,01$), sendo que ovinos (7,87%) apresentaram valores superiores, seguido dos caprinos (2,68%) e equinos (0,57%) (Figura 6).

Na primavera, a volatilização de amônia nas fezes de caprinos, foi superior em relação ao inverno e verão ($p < 0,01$; Figura 6). Para os ovinos, as estações primavera e inverno foram estatisticamente iguais, mas superiores a volatilização no verão. A

volatilização por fezes de equinos não apresentou diferença significativa para as estações do ano (Figura 6).

4. DISCUSSÃO

4.1 Fluxo diário e padrão de volatilização de NH_3

O presente estudo considerou os diferentes tipos de excretas como variáveis completamente distintas entre si. Em diversos trabalhos realizados, quantificando as perdas de N na forma de NH_3 volatilizada, a urina apresentou uma volatilização bem acima das fezes (Cardoso et al. 2019; Lessa et al. 2014, Longhini et al. 2020), corroborando com os resultados encontrados no trabalho, onde a volatilização por urina (13,40%) foi 8 vezes maior do que por fezes (1,67%). Longhini et al. (2020) relataram volatilizações de NH_3 por urina de bovinos de 4 a 10 vezes superior as fezes, variando de acordo com o período do ano, enquanto que Cardoso et al. (2019) registraram perdas de N de 14,2 % para urina e 6,0 % para as fezes na estação seca do ano. Ambos os trabalhos realizados sob pastagens tropicais.

A principal diferença entre o N das excretas é a forma em que ele se encontra em cada uma. Nas fezes o N está presente, em sua maior parte, na forma orgânica, estando associado a resíduos da microbiota gastrointestinal e componentes proteicos ingeridos, enquanto que na urina, o N está associado em sua maior parte, com formas amoniacais (Dubeux; Sollenberger, 2020; Marsden et al., 2020; Oenema et al. 1997; Van Vuuren; Meijs, 1987), tais fatores acabaram por influenciar nos fluxos diários e no padrão de emissão de NH_3 para a atmosfera.

Segundo os resultados de fluxos diários e acúmulo da volatilização de NH_3 do nosso trabalho, os maiores picos de emissão ocorreram nos 3 primeiros dias de coleta, pelos tratamentos com urina (Figuras 1, 2 e 3). Sendo que, no verão as perdas ocorreram quase que em sua totalidade, nos dois primeiros dias de coleta (Figura 4). Tal comportamento de emissão, é semelhante ao encontrado por Carvalho et al. (2022), que avaliou a volatilização de NH_3 de fezes e urina de bovinos suplementados à pasto de capim Tanzânia. Isso se deve porque na urina, cerca de 40 a 70% do N excretado é perdido na forma de ureia (Cardoso et al., 2019b), estando prontamente disponível para hidrólise, que será catalisada pela enzima urease, presente no solo, nas raízes e na excreta animal (Jarvis e Pain, 1990; Whitehead, 1995; Saggar et al.,

2013). A hidrólise da ureia é um processo que eleva momentaneamente o pH do solo, causando um desequilíbrio entre NH_3 e NH_4^+ , favorecendo a volatilização de NH_3 (Lee et al., 2011).

Avaliações da volatilização de NH_3 fezes de bovinos, indicam uma baixa emissão nos primeiros dias de coleta, seguido de um acréscimo nas perdas, do meio para o final do período experimental (Carvalho et al. 2022; Lessa et al. 2014). Entretanto, os fluxos diários de perdas N do atual estudo, por fezes de caprinos, ovinos e equinos apresentaram um comportamento diferente. Após uma baixa volatilização inicial nas duas primeiras coletas, as emissões foram diminuindo a partir da terceira, chegando a níveis basais (Figuras 1, 2, e 3).

Nas fezes, é necessário que ocorra a mineralização da matéria orgânica e liberação do N presente. No entanto, dependendo das condições ambientais esse processo pode ser demorado, podendo esse N ainda passar por um longo período imobilizado pelos microorganismos decompositores e somente depois de um longo período ser mineralizado (Petersen et al., 1998; Wachendorf et al., 2008). Portanto, a diferença no padrão de volatilização entre as excretas como fonte de N, ocorre porque, enquanto o N da urina encontra-se em uma forma prontamente disponível para volatilização, nas fezes o N precisa passar por uma série de processos.

Junto a isso, nas fezes é comum que alguns dias após a aplicação dos tratamentos, ocorra a formação de uma crosta superficial, impedindo a ação do vento e consequentemente, a emissão de NH_3 (Mulvaney et al. 2008). Esse fator é importantíssimo quando considerado a diferença no padrão de volatilização entre trabalhos, que avaliaram fezes de bovinos, com esse onde avaliou-se excreta de caprinos, ovinos e equinos. As fezes de espécies estudadas nesse trabalho apresentam, em média, teores de matéria seca maiores do que os bovinos (Amaral Jr., 2022) e formato de cíbalas, o que acaba por favorecer e antecipar a formação dessa crosta superficial.

4.2 Volatilização acumulada de NH_3

Considerando as perdas de N pelas diferentes excretas, os resultados deste trabalho mostram que a volatilização de NH_3 por urina caprinos, foi superior as demais espécies em todas as estações do ano, exceto no inverno em que foi estatisticamente

igual a urina de equino (Figura 5). Para as fezes, houve diferença entre as espécies na primavera, onde os ovinos apresentaram os maiores valores de perda de N (Figura 6). Tal fato é explicado pelo comportamento ingestivo dessas espécies. Caprinos e ovinos são animais de pequenos dentes incisivos e com lábios ágeis e móveis, fazendo com que essas espécies tenha uma alta capacidade de seleção do material a ser consumido, escolhendo sempre, partes mais nutritivas do material vegetal, como folhas e brotos (Hulet et al. 1975; Van Soest 1987; Vieira 1994). Mesmo entre as espécies, elas ainda apresentam diferença na seletividade dos alimentos, caprinos apresentam uma mobilidade bucal e uso de dentes ainda maior que os ovinos, sendo mais seletivo ainda (Ribeiro et al. 2009). Mesmo quando confinados, os caprinos manifestam sua tendência seletiva, dedicando a maior parte do tempo à atividade alimentar, evidenciando uma busca constante por alimento e expressando um notável comportamento seletivo (Santos 1994).

Ainda de acordo com os resultados encontrados, de maiores volatilizações de NH_3 por essas espécies, a alta seletividade e consumo de partes do alimento mais nutritivas, podem ter aumentado a quantidade de N ingerido e perdido pelas excretas. Folhas e partes jovens das plantas apresentam uma grande quantidade de compostos do conteúdo celular, como carboidratos solúveis e compostos nitrogenados, estando altamente disponível para aproveitamento pelos animais, em função da não complexação com frações fibrosas (Garcez et al. 2016; 2020). Entretanto, sem um devido aporte energético para metabolizar o N consumido, aumenta-se as perdas de compostos nitrogenados pelas excretas. A alta degradabilidade ruminal de conteúdo pretéicos, ocasiona uma maior concentração de NH_3 no rúmen, que posteriormente é transformada em ureia no fígado, e o excedente é então excretado, principalmente pela urina (Abbasi et al., 2018).

As diferentes épocas do ano em que o experimento foi realizado, tiveram forte influência sob a volatilização de NH_3 . As avaliações realizadas na primavera apresentaram as maiores perdas de N (12,9 %), seguida da estação inverno (6,8 %), e do verão (2,8 %). Considerando ainda os efeitos da interação com as espécies, na primavera ocorreu as maiores volatilizações, para urina e fezes de todas as espécies, seguido do inverno e do verão (Figuras 5 e 6). A única exceção foi as fezes de equino, onde não houve efeito significativo para as épocas do ano.

Vários fatores ambientais podem influenciar nas perdas N como NH_3 volatilizada, um deles é a precipitação, pois interfere na umidade do solo. Chuvas muito intensas acabam por favorecer a infiltração e o escoamento do N no perfil do solo, diminuindo as perdas (Cardoso et al. 2019; Sanz-Cobena et al., 2011). A ausência de chuva, acaba por deixar o solo seco, e isso também acaba limitando a volatilização de NH_3 , uma vez que o principal componente nitrogenado disponível é a ureia, a falta de água acaba limitando a sua hidrólise e formação de NH_3 , entretanto, baixas precipitações, associada a uma umidade inicial do solo não limitante, acaba por favorecer o processo de volatilização de NH_3 (Engel et al. 2011). Isso explica as diferenças na volatilização de NH_3 entre as épocas do ano no presente estudo, uma vez que, tiveram condições de chuva bem distintas. O verão se caracterizou por um alto volume de chuvas (165,3 mm), no inverno não houve eventos de precipitação, e na primavera precipitações intermediárias (75,9 mm). Ainda nesse contexto, o volume de chuva 7 dias antes do período experimental foi de 43,3 mm no verão, 0 mm no inverno e 0,4 mm na primavera, indicando uma umidade inicial do solo não limitante (Tabela 3). Esse contexto de dificuldade na quebra da ureia presente na urina, durante a estação de inverno, pode ter sido a causa dos valores estatisticamente iguais entre caprinos e equinos (Figura 5), indicando uma dinâmica diferente nas perdas de N, diante dessas condições.

As variações de perdas de N pelas estações do ano neste trabalho, são semelhantes as encontradas por outros estudos avaliando a volatilização de NH_3 . Longhini et al. (2020) avaliando a volatilização de NH_3 por excretas de bovinos em três condições de chuva distintas, encontrou maiores perdas de N em condições de chuvas intermediárias, baixa frequência de precipitação e altas temperaturas. Carvalho et al. (2022) também quantificaram a volatilização de NH_3 , a partir dos efeitos da inclusão de proteína não degradável no rúmen na dieta de bovinos em diferentes fases da recria, e também encontraram maiores valores de NH_3 volatilizada em períodos intermediários de chuva (15 mm) em relação a períodos muito chuvosos (182 mm).

Um outro fator ambiental a ser considerado é a temperatura. Segundo Holtan-Hartwig & Bockman (1994), altas temperaturas influenciam em maiores perdas de N por emissão de NH_3 . As temperaturas médias durante o período de avaliação nas

diferentes estações foram de: 25,0; 21,9 e 24,0 °C, no verão, inverno e primavera, respectivamente. Isso ajuda a explicar as altas volatilizações na primavera, porém, indica que as variações de precipitação tiveram maior influência sobre os resultados, uma vez que no inverno as perdas de N foram maiores do que no verão.

5. CONCLUSÃO

As diferentes espécies e estações do ano influenciam na perda de nitrogênio, por meio da volatilização de amônia.

O intenso hábito seletivo dos caprinos faz com que sua urina provoque maiores perdas de nitrogênio como NH_3 volatilizada na primavera e no verão, em relação a ovinos e equinos. Enquanto que para as fezes, os ovinos apresentam maior volatilização de amônia na primavera.

Em ambientes de clima tropical, as altas precipitações no verão diminuem a volatilização de NH_3 pela maior infiltração do nitrogênio no solo. A ausência de chuvas no inverno dificulta o processo de formação de NH_3 . Na primavera, chuvas inconstantes e umidade inicial do solo não limitante, aumenta a volatilização de NH_3 .

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abbasi IHR, Abbasi F, El-Hack AME, Abdel-Latif MA, Soomro RN, Hayat K, Mohamed MAE, Bodinga BM, Yao J, Cao Y (2018). Critical analysis of excessive utilization of crude protein in ruminants ration: Impact on environmental ecosystem and opportunities of supplementation of limiting amino acids—A review. **Environmental Science and Pollution Research**, 25(1):181– 190. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0555-4>.

Alberta environment and wbk & Associates INC (2004) **Assessment Report on Ammonia for Developing Ambient Air Quality Objectives**, Vol. 1, Canada. Disponível em: <<http://esrd.alberta.ca/air/objectives-directives-policies-and-standards/documents/AssessmentReport-Voll-Ammonia-Jan2004.pdf>>. Acesso em: agosto de 2023.

Alencar SP, Mota RA, Coelho MCOC, Nascimento SA, Abreu SRO, Castro RS (2010). Perfil sanitário dos rebanhos caprinos e ovinos no sertão de pernambucano, **Ciência Animal Brasileira**, 11(1):131-140. <http://dx.doi.org/10.5216/cab.v11i1.4051>.

Amaral Jr. FP (2022) **Quantificação das emissões de óxido nitroso e metano de fezes de herbívoros e suas relações com a composição química das fezes**. 49 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2022.

AOAC (2000) **Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists**, 17th edn. Gaithersburg, MD: Association of Official Analytical Chemists.

Araujo ES, Marsola T, Miyazawa M, Soares LHB, Urquiaga S, Boddey RM, Alves BJR (2009) Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 44:769–776. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000700018>.

Bates D, Maechler BBM, Bolker B, Walker S (2022) Lme4: Linear Mixed-Effects Models Using 'Eigen' and S4. Disponível em <https://cran.r-project.org/web/packages/lme4/lme4.pdf>. Acesso 21 de agosto de 2023.

Cardoso AS, Oliveira SC, Januszkiewicz ER, Brito LF, Morgado ES, Reis RA, Ruggieri AC (2019) Seasonal effects on ammonia, nitrous oxide, and methane emissions for beef cattle excreta and urea fertilizer applied to a tropical pasture. **Soil and Tillage Research**. 194:104341. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104341>.

Carvalho GM, Brito LDF, Coelho LDM, Cardoso AS, Messana JD, Colovate PHD, Ganga MJG, da Cruz MCP, Malheiros EB, Berchielli TT (2022) Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from the excreta of cattle receiving rumen undegradable protein. **Agronomy Journal**. 114:1655–1671. 10.1002/agj2.21053.

Charteris AF, Marsden KA, Evans JR, Barrat HA, Loick N, Jones DL, Chadwick DR, Cárdenas LM (2021) Optimising storage conditions and processing of sheep urine for nitrogen cycle and gaseous emission measurements from urine patches. **Scientific Reports** 11(1):1-13. <https://doi.org/10.5539/enrr.v5n4p1>.

Claessen MEC (1997) **Manual de métodos de análise de solo (2ed.)**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, EMBRAPA-CNPS.

Costa AR, Lacerda C, Freitas FRD (2010) A criação de ovinos e caprinos em Campos Sales – CE. **Cadernos de Cultura e Ciência**, 2(2):55-63, ISSN 1980-5861.

Dubeux JC, Sollenberger LE (2020). Nutrient cycling in grazed pastures. In M. Rouquette jr. & G. Aiken (Eds.), **Management strategies for sustainable cattle production in southern pastures**. 59:75. Academic Press.

Engel R, Jones C, Wallander R (2011) Ammonia Volatilization from Urea and Mitigation by NBPT following Surface Application to Cold Soils. **Soil Science Society of America Journal**, 75:2348–2357. <http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2011.0229>.

Felix EP, Cardoso AA (2004) Amônia (NH₃) atmosférica: fontes, transformação, sorvedouros e métodos de análise. **Química Nova**, 27(1):123-130. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000100022>.

Garcez BS, Alves AA, Araújo DLC, Lacerda MDSB, Souza LGC, Carvalho LF. (2016) Degradabilidade ruminal do capim colônia (*Panicum maximum* jacq. cv. colônia) em três idades pós-rebrota. **Acta Veterinaria Brasilica**, 10:130-134. 10.21708 / avb.2016.10.2.5513.

Garcez BS, Alves AA, Macedo EDO, Santos CMD, Araújo DLDC, Lacerda MDS. (2020). Ruminal degradation of *Panicum* grasses in three post-regrowth ages. **Ciência Animal Brasileira**, 21. <https://doi.org/10.1590/1809-6891v21e-55699>.

Gerber PJ, Steinfeld HHB, Motter AOC, Dijkman JTG (2013). Tackling climate change through livestock: **A global assessment of emissions and mitigation opportunities**. Rome: FAO.

Haynes RJ, Sherlock RR (1986) Gaseous losses of nitrogen. In Mineral Nitrogen in the Plant–Soil System; Haynes, R.J., Ed.; Academic Press: New York, NY, USA, 242–302.

Holtan-Hartwig L, Bockman OC (1994). Ammonia Exchange between crops and air. Norwegian **Journal of Agriculture Sciences**, Supplement 14(Suppl), 1–41.

Hulet CV, Alexander G, Hafez ESSE (1975) The Behaviour of sjeep. In: HAFEZ, E. S. E. **The behaviour of domestic animals**. 3 ed. Ed. Bailliere Tindall, London, 532p.

IBGE (2023). Pesquisa Pecuária Municipal 2022. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Rio de Janeiro. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/equinos/br>. Acesso em Agosto de 2023.

IPCC, International Panel on Climate Change (2019) Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** P. International Panel on Climate Change (IPCC). p. 546-554.

Jantalia CP, Halvorson AD, Follett RF, Alves BJR, Polidoro JC, Urquiaga S (2012) Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers. **Agronomy Journal** 104:1595–1603. <https://doi.org/10.2134/agronj2012.0210>.

Jarvis SC, Pain BF (1990) Ammonia volatilization from agricultural land. **Proceedings The-Fertilizer Society** 298:35.

Lee C, Hristov AN, Heyler KS, Cassidy TW, Lapierre H, Varga GA, Parys C (2011) Effects of metabolizable protein supply and amino acid supplementation on nitrogen utilization, milk production, and ammonia emissions from manure in dairy cows. **Journal of Dairy Science**. 95(9):5253-5268. <https://doi.org/10.3168/jds.2012-5366>.

Lessa ACR, Madari BE, Paredes DS, Boddey RM, Urquiaga S, Jantalia CP, Alves BJR (2014) Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture Ecosystems & Environment**, 190:104–111. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.010>.

Longhini VZ, Cardoso AS, Berça AS, Boddey RM, Reis RA, Dubeux JCB, Ruggieri AC (2020) Nitrogen supply and rainfall affect ammonia emissions from dairy cattle excreta and urea applied on warm-climate pastures. **Journal of Environmental Quality** 40:1453–1456. <https://doi.org/10.1002/jeq2.20167>.

Lucena CC, Martins EC, Magalhães KA, Holanda Filho ZF (2018). Produtos de origem caprina e ovina: mercado e potencialidades na região do Semiárido brasileiro. **Boletim do Centro de Inteligência e Mercado de Caprinos e Ovinos**, Sobral, 3:5-16.

Marsden KA, Lush L, Holmberg JA, Whelan MJ, King AJ, Wilson RP, Charteris AF, Cardenas LM, Jones DL, Chadwick DR (2020). Sheep urination frequency, volume, N excretion and chemical composition: Implications for subsequent agricultural N losses. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 302, 107073. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107073>.

Morais RF, Boddey RM, Urquiaga S, Jantalia CP, Alves BJR (2013) Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology Biochemistry** 64:80–88. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.04.007>.

Mulvaney MJ, Cummins KA, Wood CW, Wood BH, Tyler PJ (2008) Ammonia emissions from field-simulated cattle defecation and urination **Journal of Environmental Quality**.37(6):2022–2027. <https://doi.org/10.2134/jeq2008.0016>.

Oenema, O., Velthof, G. L., Yamulki, S., & Jarvis, S. C. (1997). Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**. 13:288-295. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.1997.tb00600.x>.

Petersen SO, Sommer SG, Aaes O, Sørensen K (1998) Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. **Atmospheric Environment**. 32:295–300. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00043-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00043-5).

Phelan P, Moloney AP, McGeough EJ, Humphreys J, Bertilsson J, O’Riordan EG, O’Kiely P (2015). Forage legumes for grazing and conserving in ruminant production systems. **Critical Reviews in Plant Sciences**, 34:281–326. <https://doi.org/10.1080/07352689.2014.898455>.

Raij B van, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (2001) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. IAC, Campinas.

R Core Team (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Ribeiro VL, Batista AMV, Carvalho FFR, Silva MJMS, Mattos CW, Alves KS (2009) Seletividade e composição da dieta ingerida por caprinos recebendo alimentação à vontade e restrita, **Revista Brasileira de Ciências Agrárias** 4(1):91-94. <https://doi.org/10.5039/agraria.v4i1a15>

Rochette P, Angers DA, Chantigny MH, Macdonald JD, Gasser MO, Bertrand N (2009) Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 84:71–80. <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9227-6>.

Saggar S, Singh J, Giltrap DL, Zaman M, Luo J, Rollo M, Kim D-G, Rys G, van der Weerden, TJ (2013) Quantification of reductions in ammonia emissions from fertiliser urea and animal urine in grazed pastures with urease inhibitors for agriculture inventory: New Zealand as a case study. **Science of the Total Environment**. 465:136–146. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.088>.

Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC dos, Oliveira VA, Lumberras JF, Coelho MR, Almeida JA, Araujo Filho JC, Oliveira JB, Cunha TJF (2018) **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** (5 ed). Brasília, DF: Embrapa.

Sanz-Cobena A, Misselbrook T, Camp V, Vallejo A (2011). Effect of water addition and the urease inhibitor NBPT on the abatement of ammonia emission from surface applied urea. **Atmospheric Environment**, 45:1517–1524. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.12.051>

Van Soest PJ (1987) Interaction of feeding behavior and forage composition. In: International Conference on Goats, 4, 1987. **Proceedings**, Brasília: EMBRAPA, 971-987.

Van Vuuren AM, Meijs JAC (1987). Effects of herbage composition and supplement feeding on the excretion of nitrogen in dung and urine by grazing dairy cows. In H. G. Van Der Meer, R. J. Unwin, T. A. Van Dijk, & G. C. Ennik (Eds.) **Animal manure on grassland and fodder crops**. 17:25. Dordrecht, the Netherlands: Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-009-3659-1_2.

Vieira, RAM, Queiroz AC, Henrique DS, Van Soest PJ (1994) **Nutritional ecology of the ruminant**. 2 nd ed. Ithaca: Cornell University Press, 476p.

Wachendorf C, Lampe C, Taube F, Dittert K (2008) Nitrous oxide emissions and dynamics of soil nitrogen under n-15-labeled cow urine and dung patches on a Sandy grassland soil. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**. - Z. Pflanzenernahr. Bodenk 171:171–180. <https://doi.org/10.1002/jpln.200625217>.

Whitehead DC (Eds.) (1995) **Grassland Nitrogen**. Wallingford: Cab International, 397 p.

Capítulo 3 – Emissão direta de metano e óxido nitroso por excretas e cama da baia de equinos em pastos de capim Massai

RESUMO - Objetivou-se avaliar os efeitos de fezes, urina e cama da baia de equinos sobre os fluxos e acúmulo de emissão de N_2O e CH_4 . O experimento foi realizado sob pasto de capim Massai, na cidade de Jaboticabal, com clima Aw, identificado como tropical, de chuvas intensas no verão e períodos de estiagem no inverno. O experimento foi conduzido em delineamento de blocos completamente casualizados, com cinco repetições. Os tratamentos foram: fezes, urina e cama da baia de equinos, e um tratamento controle, sem adição de excreta, para avaliar as emissões basais do solo. As emissões de CH_4 e N_2O foram avaliadas utilizando câmaras estáticas padronizadas, inserida a 7 cm de profundidade no solo, sendo as amostragens realizadas entre os dias 29/01 e 09/12/2020, das 09h00 às 10h00, e a concentração dos gases presente nas amostras, quantificados através de cromatografia gasosa. Os maiores picos no fluxo de N_2O aconteceu pelo tratamento com urina, nas quatro primeiras coletas (612; 753; 329 e 288 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$, respectivamente), após esse período os fluxos entre os tratamentos foram semelhantes, apresentando emissões basais. Para os fluxos de CH_4 , o maior pico aconteceu no primeiro dia de coleta (1926 $\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$), diminuindo a níveis basais já na segunda coleta. Os tratamentos não apresentaram diferença quanto a emissão acumulada de CH_4 ($p=0,85$). No entanto, houve efeito dos tratamentos sobre a emissão acumulada bruta e líquida de N_2O ($p<0,01$), urina de equinos (110,3 e 86,2 $\text{mg N-N}_2\text{O m}^2$) apresentou emissões superiores do que as fezes e cama, que foram estatisticamente iguais. O principal motivo para uma maior emissão acumulada e alterações no fluxo de N_2O pela urina, é a presença do N inorgânico nessa excreta, no qual rapidamente é utilizado pelas bactérias nitrificantes e desnitrificantes como substrato de suas reações e produção de N_2O , enquanto isso, o N das fezes e da cama está majoritariamente na forma orgânica, necessitando que ocorra a mineralização para utilização pelos microrganismos. Concluiu-se que, urina de equinos é uma importante fonte de emissão de N_2O e que diferentes excretas e cama da baia de equinos, não altera a produção de CH_4 .

1. INTRODUÇÃO

Com o crescente aumento da população mundial, 8 bilhões de pessoas (UNFPA, 2023), surge a necessidade em aumentar a produção de alimentos para suprir as necessidades nutricionais das pessoas. Nesse sentido, cada vez mais, vem ganhando destaque os estudos avaliando os impactos do aumento na produção de espécies para o consumo de proteína animal, sobre a saúde e sustentabilidade do meio ambiente.

Apesar dos equinos não ser uma espécie caracterizada por ter o consumo de carne, como produto final de sua criação, é amplamente produzido no Brasil e no mundo. Além da sua utilização no auxílio das atividades em fazendas agropecuárias, vem crescendo as práticas esportivas e terapêuticas envolvendo o uso de cavalos (Westendorf, 2013).

Assim como as espécies mais produzidas, voltadas para consumo (bovinos, suínos e aves), os equinos possuem um potencial poluidor em sua dinâmica de produção (Elghandour et al. 2019). Entretanto, poucos são os dados e informações, avaliando a real contribuição da produção equestre, em processos poluentes como a emissão de GEE, lixiviação de nutrientes e volatilização de NH_3 (Karasu et al. 2023), ainda mais quando é considerado pesquisas em ambientes tropicais.

Os equinos são caracterizados por possuírem em seu sistema digestivo um ceco funcional, compartimento intestinal fermentativo, onde ocorre o aproveitamento de frações fibrosas dos alimentos para conversão em energia (Maisonpierre et al. 2019). Entre os vários microrganismos presente no ceco, está uma gama de bactérias metanogênicas, que além de produzir CH_4 através da fermentação entérica, continua sua ação no solo, pois também está presente no material excretado como fezes pelos animais (Fernandes et al. 2014; Yamano et al. 2008). O CH_4 é considerado um importante GEE, uma vez que possui um alto poder de aquecimento global, 28 vezes em $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (IPCC, 2019), permanecendo por um longo tempo na atmosfera. A urina dos animais também pode representar um fator de poluição do meio ambiente, uma vez que as concentrações de N inorgânico na urina são elevadas (Bolan et al. 2004), quando em contato com o solo favorece a formação de N_2O , um GEE com poder de aquecimento global ainda maior que o CH_4 , 265 vezes $\text{CO}_{2\text{eq}}$ (IPCC, 2019).

Considerando ainda, que na criação de equinos é comum animais confinados em baia ou estábulos, seja parcialmente ou durante o dia todo. É necessário, a utilização de substratos que sirvam como uma cama para essas instalações. Nesse material os animais acabam urinando e defecando, fazendo com que também torne uma possível fonte poluidora (Garlipp et al. 2011; Parvage et al. 2015). Em cima disso, vem crescendo a discussão sobre o manejo e destino final dos dejetos de equinos. Pois além dos impactos ambientais, pode trazer danos ao sistema respiratório dos animais, que é sensível a partículas de gases nocivos presente no ar (Webster et al. 1987).

Diante desse contexto, é de extrema importância uma correta quantificação da emissão GEE produzidos por excretas e dejetos de equinos, pois permite a criação de ferramentas de manejo, que diminua os impactos ambientais causados pela criação da espécie. Portanto, o objetivo do presente estudo foi verificar os efeitos nos fluxos e emissão acumulada de N_2O e CH_4 , por diferentes excretas e cama da baia de equinos, sobre pastagem de capim Massai em ambiente tropical.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área experimental e dados climáticos

O experimento foi realizado no setor de Forragicultura e Pastagem da Universidade Estadual Paulista (Unesp-FCAV), situada em latitude 21°14'05"S, longitude 48°17'09" W e altitude de 615 m. A temperatura e precipitação médias anuais foram obtidas na Estação Agrometeorológica do Departamento de Ciências Exatas da UNESP Campus Jaboticabal, registrando 22,3 °C e 1.424 mm, respectivamente. Os dados meteorológicos utilizados neste trabalho foram extraídos de um conjunto de dados pertencentes ao acervo da área de Agrometeorologia do Departamento de Ciências Exatas. O clima segundo classificação de Köppen é do tipo Aw, descrito como tropical com estação seca definida entre os meses de abril a setembro e concentração de chuvas nos meses de verão (outubro a março).

A avaliação da emissão de gases ocorreu em uma área de pastagem não adubada de capim Massai (*Megathyrsus maximus* x *Megathyrsus infestum*), semeado em 2012. O solo foi classificado como Latossolo Vermelho Amarelo distrófico (Santos

et al., 2018), caracterizado com as propriedades físicas e químicas (Claessen, 1997; Rajj et al., 2001) (Tabela 1).

Tabela 1. Propriedades do solo na área experimental (0 – 20 cm profundidade).

Propriedades	
Areia (g kg ⁻¹)	620
Silte (g kg ⁻¹)	60
Argila (g kg ⁻¹)	320
pH (CaCl ₂)	5,9
Matéria Orgânica (g kg ⁻¹)	25
Capacidade de troca catiônica (mmol _c dm ⁻³)	75,8
P (mg dm ⁻³)	25
Ca (mmol _c dm ⁻³)	42
Mg (mmol _c dm ⁻³)	14
K (mmol _c dm ⁻³)	3
Saturação por bases (g kg ⁻¹)	790

2.2 Delineamento experimental e tratamentos

O delineamento experimental foi de blocos completamente casualizados, com quatro tratamentos e cinco blocos. Os tratamentos foram: fezes de equinos, urina de equinos, cama da baia de equinos e controle (sem adição de excreta ou cama, para avaliar a emissão basal do solo). No total foram vinte unidades experimentais (câmaras), aplicados em pastagem não adubada, e restringida ao acesso de animais.

Antes da aplicação dos tratamentos, a área foi cortada a 10 cm do solo, utilizando roçadeira costal.

2.3 Aplicação dos tratamentos

Em janeiro de 2020, fezes e urina foram coletadas imediatamente após a excreção dos equinos mantidos exclusivamente em pasto de capim Tanzânia (*Megathyrus maximus* cv. Tanzânia) no setor de equinos da Unesp de Jaboticabal. As excretas foram coletadas a partir de sete animais diferentes, adultos, sem raça definida.

Ao entardecer os animais eram confinados em baias, onde era fornecido feno de capim Tifton – 85 (*Cynodon dactylon* x *Cynodon nlemfuensis*). A cama dessas baias tinha serragem de madeira (eucalipto) como substrato, e foi coletada após seu período final de utilização, em média 10 dias de uso, para as avaliações. Nesse período a cama já continha excreções dos animais.

A quantidade de excretas e cama aplicada por tratamento foi de, 1,5 L de urina; 1,5 kg de fezes e 1,5 kg de cama, distribuídos de maneira uniforme no interior das unidades experimentais (câmaras). Esses valores de excretas aplicadas, foi determinada pela quantidade média de uma micção e defecação de equino.

Em outra área, adjacente à parcela de avaliação de gás, os mesmos tratamentos foram aplicados ao solo, com 20 parcelas adicionais, para determinação dos teores de N mineral e umidade de solo. Nesse caso, a distribuição dos tratamentos foi feita, simulando a área da unidade experimental para coleta de gás.

A aplicação dos tratamentos ocorreu no dia 28 de janeiro de 2020, e a primeira coleta de GEE no dia seguinte (29/01/2020). Antes da aplicação dos tratamentos, subamostras foram retiradas e usadas para determinação do pH da urina (medidor de pH microprocessado, TECNAL® R-TEC-7-MP); N total (método Kjeldahl) e MS (AOAC, 2000); e teores sólidos voláteis, a partir da incineração da MO a 600 °C (Silva; Queiroz, 2002) (Tabela 2).

Tabela 2. Composição química da cama, fezes e urina de equinos, mantidos em pastagem de clima tropical.

VARIÁVEIS	TRATAMENTOS		
	CAMA	FEZES	URINA
MS (%)	46	24	-
Nitrogênio Total ($\text{g}^{-1} \text{ N kg}^{-1}$)	5,40	19,0	-
Nitrogênio Total ($\text{g}^{-1} \text{ N L}^{-1}$)	-	-	0,33
pH	-	-	7,45
Sólidos Voláteis (% MM)	30,9	26,2	-
MO (%)	69,1	73,8	-

MS= matéria seca; MO= matéria orgânica.

2.4 Quantificação de CH_4 e N_2O do solo

As emissões de CH_4 e N_2O foram quantificadas utilizando câmaras estáticas padronizadas, constituída de uma base de metal medindo 0,6 x 0,4 x 0,15 m, sendo inserida a 7 cm de profundidade. A parte superior plástica com 0,6 m de altura foi revestida por isolante térmico, colocada sobre a base, apenas no momento de coleta dos gases (Cardoso et al., 2016). A rotina de coleta de gás foi o revezamento de 1 e 2 dias de espaçamento entre uma coleta e outra na primeira semana, 2 e 3 dias nas três semanas seguintes, 7 dias nas outras quatro semanas e 14 dias até o final do período experimental (início em 29/01/ 2020 e última coleta em 09/12/2020) (Figura 1).

As amostragens foram realizadas entre 9h00 e 10h00 como preconizado por Alves et al. (2012). As câmaras foram fechadas por um período de 40 minutos, sendo as amostras de ar coletadas nos tempos 0, 20 e 40 minutos. As amostras foram coletadas com uma seringa de polipropileno de 50 ml, e as temperaturas do solo, do ar no interior e fora da câmara foram mensuradas usando termômetros digitais. As amostras de ar foram transferidas para frascos de cromatografia pré-evacuados (20 ml) e em seguida a concentração do gás foi determinada por cromatografia gasosa.

As amostras foram analisadas em um cromatógrafo a gás (Shimadzu Green House Gas Analyzer GC-2014; Kyoto, Japan) sobre as seguintes condições para mensurar N₂O: injetor a 250 °C, coluna a 80 °C, usando N₂ como gás de arraste (30 mL min⁻¹), e o detector de captura elétrica a 325 °C. Enquanto, a mensuração do CH₄: usando H₂ como gás de arraste (30 ml min⁻¹), detector de ingestão de chama a 280 °C (Figura 2).

As emissões dos gases (µg N-N₂O h⁻¹ ou C-CH₄ m⁻² h⁻¹) foram calculadas em função da mudança da concentração do gás no interior da câmara no período de incubação acordo com a equação 1:

$$\text{Fluxo do gás} = \delta \text{gás} / \delta T \times M / V_m \times V / A \quad (1)$$

onde, $\delta \text{gás}$ é o aumento na concentração do gás no período de incubação (µL L⁻¹); δT é o período de incubação (h); M é a massa molar do gás em N ou C; V_m é o volume molecular corrigido pela temperatura e pressão no momento de amostragem (L mol⁻¹); V é o volume da câmara (m³); e A é a área que a câmara cobre (m²).

Os fluxos horários foram multiplicados por 24 para obter as emissões diárias e, então, foram integradas através de interpolação linear obtendo se a emissão cumulativa. Os fluxos negativos foram incluídos nos cálculos para evitar enviesamento nos resultados (van der Weerden et al., 2016).

A emissão líquida acumulativa foi determinado a partir da diferença entre a emissão dos tratamentos e a emissão basal, sem adição de cama e excretas.

2.5 Medidas de Solo

Nos três tempos de coletas de gás, foi mensurada a temperatura do solo por meio de termômetro digital, essas coletas foram utilizadas para determinar a temperatura média do solo.

A densidade do solo na camada 0-10 cm foi medida usando um cilindro de 50 mm de diâmetro e 50 mm de altura. As amostras foram secas em estufa a 105 °C por 48h, em seguida foi dividido o volume de solo seco pelo volume do cilindro e obteve-se a densidade do solo (g cm⁻³). A porosidade do solo foi calculada dividindo a densidade do solo pela densidade de partículas estimada em 2,65 g cm⁻³.

Amostras de solos, também foram coletadas na profundidade de 0-10 cm para determinação da umidade do solo pelo método gravimétrico, e para determinação da concentração de NH_4^+ e NO_3^- . Aproximadamente 10 g da amostra de solo fresco foram misturados em 50 ml 2 M de cloreto de potássio, agitadas por 1h a 240 rotações por minuto e filtradas. A reação de Berthelot (FORSTER, 1995) e redução pelo cloreto de vanádio-III (DOANE e HORWATH, 2003) utilizando a solução filtrada, foram usadas para determinação de NH_4^+ e NO_3^+ , respectivamente. O restante do solo foi seco a 105 °C por 24 horas para determinar a umidade gravimétrica.

O EPSA foi calculado usando a densidade do solo e a densidade das partículas ($2,65 \text{ g cm}^{-3}$). A precipitação diária foi coletada de uma estação agrometeorológica instalada próximo à área experimental. As amostragens de solo acompanharam todas as coletas de gás, exceto nas amostragens 4, 6 e 9.

2.6 Análise estatística

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o software R com ambiente de desenvolvimento integrado RStudio (R version 4.1.3 (2022-03-10, RStudio, Inc.)). Em todos os testes estatísticos considerou-se diferenças estatisticamente significativas quando $p \leq 0.05$ e tendência quando $p > 0.05$ e $p \leq 0.10$. O melhor ajuste para todos os modelos foi realizado através do procedimento 'step-up' pelo critério de informação de Akaike (AIC) e critério de informação Bayesiano (BIC).

Foram realizadas avaliações das emissões acumulativas de gases (CH_4 e N_2O , tanto em sua forma bruta quanto líquida) utilizando modelos lineares mistos. Os tratamentos foram considerados como efeito fixo, enquanto o bloco foi considerado como efeito aleatório. A normalidade dos erros residuais nos modelos adotados, foi verificada com o teste de Shapiro-Wilk. Comparações múltiplas entre as médias foram realizadas com o teste de Tukey, quando significativas.

3. RESULTADOS

3.1 Temperatura média do ar e do solo

A temperatura média do ar se manteve constante nos primeiros meses do experimento, entre janeiro e março, 25,3; 26,5 e 29 °C, respectivamente. No mês de

abril houve uma queda nas médias de temperatura, 22 °C, e assim permaneceu até o final do mês de agosto, onde registrou-se temperatura média de 25 °C (Figura 1).

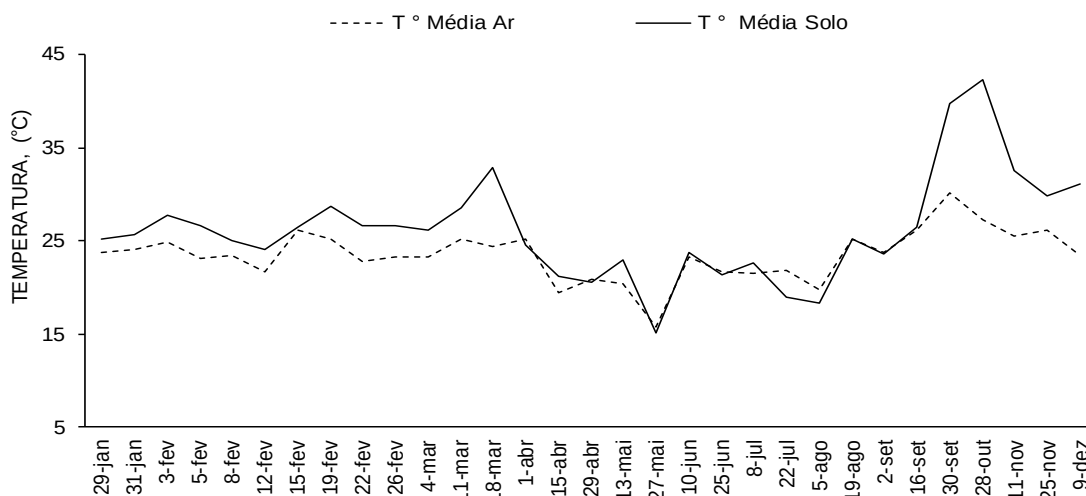


Figura 1. Temperatura média do ar e do solo durante o período experimental, 29 de janeiro a 09 de dezembro de 2020.

Os valores de temperatura média do solo, seguiu a mesma tendência da temperatura do ar, apresentando valores constantes até o mês de março, com destaque para o dia 18/03, onde a temperatura média foi de 38,3 °C. A partir do mês de abril ocorreu uma queda nos valores de temperatura, que se mantiveram até o mês de agosto, sendo que no dia 27/05 houve o valor mais baixo, 15,1 °C. Em setembro, os valores da temperatura média voltaram a subir, alcançando os maiores valores registrados nos dias 30/09 e 28/10, 39,8 e 42,3 °C, respectivamente (Figura 1).

3.2 Fluxo de metano

Para a emissão de CH₄, o maior pico ocorreu no primeiro dia de coleta (29/01/2020), 1926 µg C-CH₄ m² h⁻¹ (maior emissão do período experimental), para o tratamento com fezes. Neste mesmo dia, o tratamento com urina também teve uma alta emissão, 598 µg C-CH₄ m² h⁻¹, seguido do tratamento com cama da baia de equino, 365 µg C-CH₄ m² h⁻¹ (Figura 3).

No segundo dia de coleta, as emissões de CH₄ já diminuíram significativamente, começando a alterar entre emissões basais e consumo de CH₄. Destaca-se que no 49º DAA (18/03), houve o maior índice de influxo, -353 µg C-CH₄ m² h⁻¹, pelo

tratamento com fezes. Entretanto, o tratamento com urina teve um pico isolado de emissão de $376 \mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$ (Figura 3)

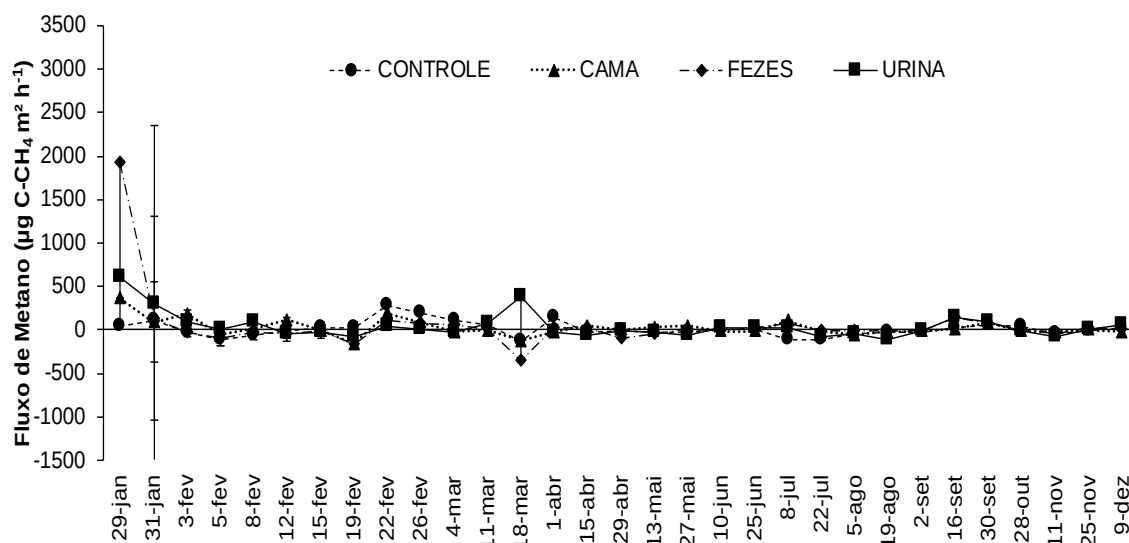


Figura 2. Fluxo de emissão de metano ($\mu\text{g C-CH}_4 \text{ m}^2 \text{ h}^{-1}$) durante coletas no ano de 2020, após aplicação de fezes, urina e cama da baia de equinos.

3.3 Fluxo de óxido nitroso

O fluxo de N_2O apresentou picos de emissão nas quatro primeiras coletas, após a aplicação dos tratamentos (29/01, 31/01, 03/02 e 05/02/2020), para a urina de equinos. No primeiro dia de coleta dos tratamentos, a emissão foi de $612 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$, na segunda coleta a emissão aumentou para $753 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$ (sendo a maior emissão durante o período experimental), diminuindo para 329 e $288 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$, na terceira e quarta coleta, respectivamente. Na quinta coleta, o tratamento com urina diminuiu para níveis basais de emissão de N_2O (Figura 2).

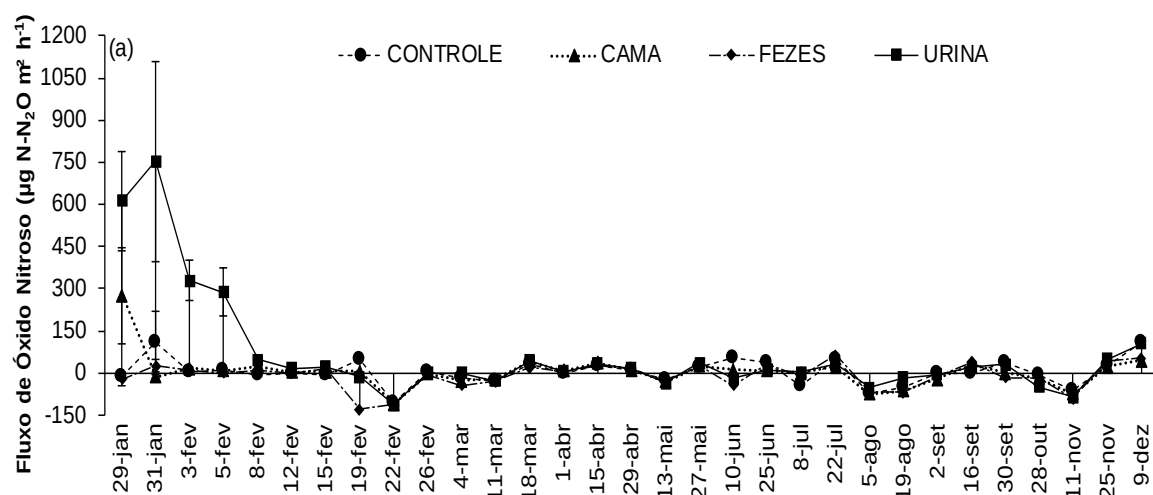


Figura 3. Fluxo diário de óxido nitroso ($\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$) durante coletas no ano de 2020, após aplicação de fezes, urina e cama da baia de equinos.

Sobre os demais tratamentos, destaca-se que para a cama da baia de equinos, também houve um pico de emissão no primeiro DAA ($275 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$), apresentando emissões basais no segundo dia de coleta (Figura 2). Enquanto, na oitava coleta do experimento (19/02/2020), começou a ocorrer os maiores picos de influxos de N_2O , sendo o maior deles pelo tratamento com fezes de equino, $-129 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^2 \text{ h}^{-1}$. A partir desse período houve uma alternância, em todos os tratamentos, entre emissão basal e consumo de N_2O .

3.4 Emissões cumulativas de metano e óxido nitroso

O acúmulo das emissões de CH_4 bruto e líquido não revelou diferenças significativas entre os tratamentos avaliados ($p > 0,05$). No entanto, as emissões de N_2O , tanto brutas quanto líquidas, apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos ($p < 0,01$). Foi observado que o tratamento com urina resultou nas maiores quantidades de N_2O em comparação com o tratamento envolvendo cama e fezes de equinos, respectivamente ($p < 0,05$; Tabela 3).

Tabela 3. Emissão cumulativa (bruta e líquida) de metano (mg C-CH₄ m²) e óxido nitroso (mg N-N₂O m²) para os tratamentos controle, cama, fezes e urina de equinos.

Variável	Tratamento				EPM	p-valor
	Controle	Cama	Fezes	Urina		
CH₄	-15.9	35.9	23.5	107.3	130	0.85
CH₄ Líquido	-	51.8	39.4	123.2	126	0.21
N₂O	24.1 ^{ab}	-21.4 ^b	-61.6 ^b	110.3 ^a	22.3	<0.001
N₂O Líquido	-	-45.5 ^b	-85.7 ^b	86.2 ^a	24	<0.001

Letras diferentes sugerem diferenças significativas (p<0.05) pelo teste de Tukey. EPM= erro padrão da média.

3.5 Teores de amônio e nitrato do solo

Os níveis de NH₄⁺ no solo ao longo do período de coleta de gás, indica para pequenas variações entre os diferentes tratamentos. Do início do período experimental, até a coleta do dia 04/03, as concentrações médias de NH₄⁺ foi de 14,4 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ solo seco, sendo que o maior valor encontrado foi de 26,3, pelo tratamento com fezes, no primeiro dia de coleta (Figura 4).

A partir do dia 11/03, as concentrações diminuíram para todos os tratamentos, e seguiu baixa até o final do experimento, com valor médio de 5,4 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ solo seco. Nesse período, os maiores valores aconteceram no dia 15/04: 11,7 e 11,5 mg N-NH₄⁺ kg⁻¹ solo seco, para os tratamentos com cama e fezes, respectivamente (Figura 4).

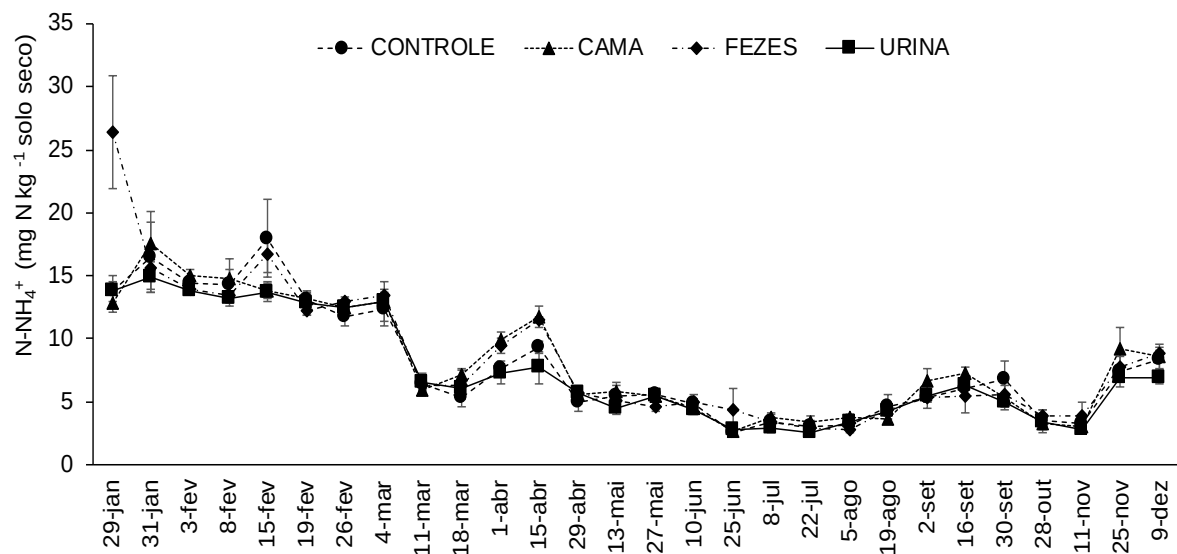


Figura 4. Concentrações de amônio no solo ($\text{mg N-NH}_4^+ \text{ kg}^{-1}$ solo seco) dos tratamentos (controle, cama, fezes e urina de equinos) ao longo dos dias de avaliação.

Para as concentrações de NO_3^- no solo, destaca-se que no início das coletas, o tratamento com fezes apresentou os maiores picos de concentração, 12,7 e 10,1 $\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ solo seco, nos dias 31/01 e 03/02, respectivamente. Entre os dias 08/02 e 19/08, as concentrações de NO_3^- nos diferentes tratamentos foram semelhantes, sem grandes variações entre si, com média de 3 $\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ solo seco, no período. Entretanto, entre os dias 02/09 e 28/10, as concentrações subiram consideravelmente, para todos os tratamentos, com uma média de 14,8 $\text{mg N-NO}_3^- \text{ kg}^{-1}$ solo seco, no período (Figura 5).

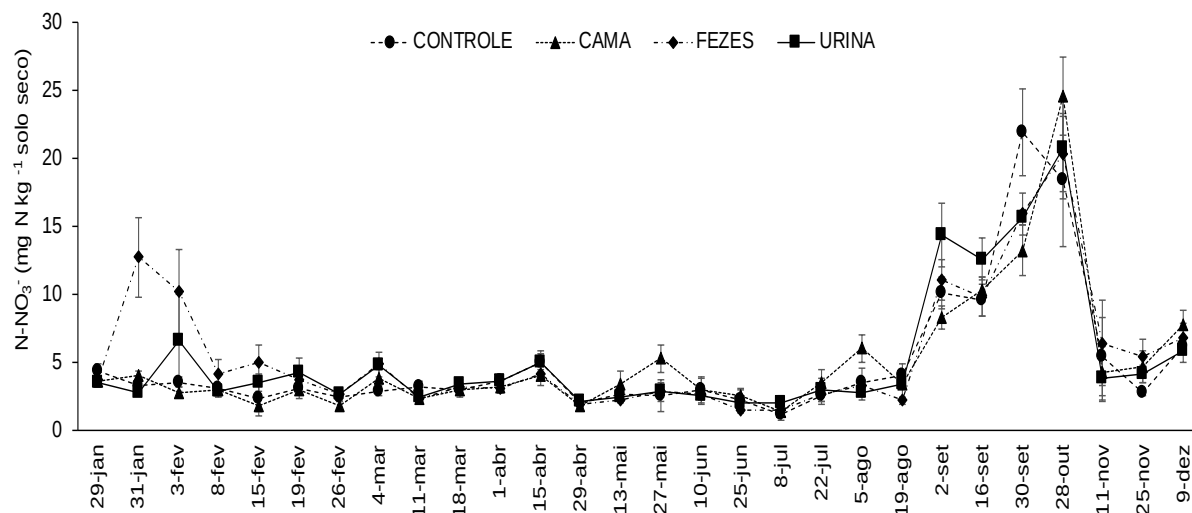


Figura 5. Concentrações de nitrato no solo ($\text{mg N-NO}_3^- \text{kg}^{-1}$ solo seco) dos tratamentos (controle, cama, fezes e urina de equinos) ao longo dos dias de avaliação.

3.6 Espaço poroso saturado com água e precipitação

A porcentagem de espaço poroso do solo saturado com água (%EPSA) apresentou variações, ao longo do ano, sem grandes diferenças entre os tratamentos. No início do período experimental, entre os dias 29/01 e 26/02, o %EPSA variou entre 29,9 e 39,7%. Nos dias 04, 11 e 18/03 a umidade do solo diminuiu consideravelmente, voltou a apresentar valores mais altos nos dias 01 e 15/04, decrescendo novamente no dia 29/04, permanecendo com a %EPSA baixo até a coleta do dia 11/11 (Figura 6). Destaca-se ainda que não houve saturação total dos poros com água, em nenhuma coleta, e que os menores valores de %EPSA aconteceram nas duas primeiras coletas de setembro, 02 e 16/09, com valores de 9,43 e 9,49%, respectivamente. As variações do %EPSA durante o experimento, responderam aos episódios de precipitação ao longo do período experimental (Tabela 4).

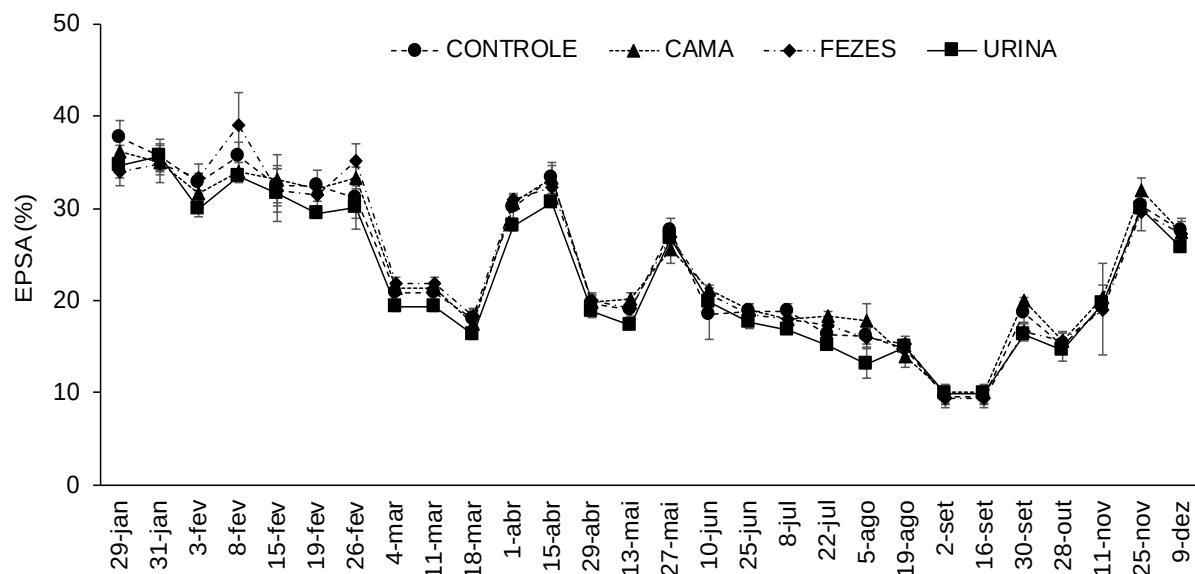


Figura 6. Espaço poroso saturado com água (%EPSA) do solo a partir da aplicação dos tratamentos (controle, cama, fezes e urina de equinos) ao longo dos dias de avaliação.

Tabela 4. Datas em que houve algum episódio de precipitação, ao longo do período experimental.

MÊS	DIAS DE PRECIPITAÇÃO
JANEIRO*	23, 24, 28, 29 e 30
FEVEREIRO	01, 04, 05, 06, 07, 09, 10, 11, 17, 18, 20, 22, 23, 24, 25, 26, 28
MARÇO	01, 15, 18, 19, 20 e 29
ABRIL	14
MAIO	15
JUNHO	03 e 07
JULHO	-
AGOSTO	21
SETEMBRO	19, 21 e 28
OUTUBRO	09, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 29 e 30
NOVEMBRO	09, 12, 13, 17, 18, 19, 26 e 27
DEZEMBRO**	01, 02, 03, 04, 06 e 07

*Foi contabilizado a partir de 7 dias antes do início do experimento, e não o mês completo. ** Foi contabilizado até a data final do experimento, e não o mês completo.

Durante o período experimental (28/01 a 09/12/2020) a precipitação acumulada foi de 576,5 mm. O regime de precipitação foi o padrão, para os períodos do ano e região onde o experimento foi realizado. As chuvas permaneceram constante e com

um bom volume ao longo dos meses de janeiro/fevereiro e março, com 204,6 e 101,9 mm, respectivamente. A partir do mês de abril a precipitação caiu consideravelmente (32,6 mm), e seguiu assim até o mês setembro, sendo que no mês de julho não houve nenhum dia de chuva. No mês de outubro as chuvas se restabeleceram, voltando a apresentar precipitações acumuladas acima de 40 mm (Figura 7).

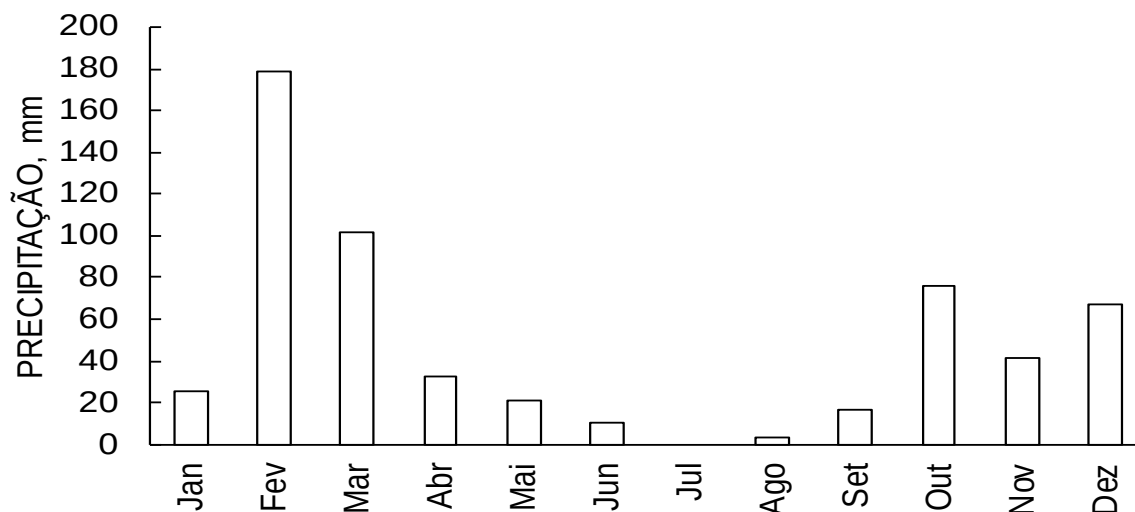


Figura 7. Precipitação acumulada mensal, ao longo do período de avaliação (29 de janeiro a 09 de dezembro de 2020).

4. DISCUSSÃO

4.1 Variações nos fluxos de emissão de metano

No presente estudo, houve apenas um grande pico de emissão de CH_4 , e aconteceu logo no primeiro dia de coleta, pelo tratamento com fezes (Figura 3). Isso acontece porque mesmo após a excreção dos equinos, ainda existem microrganismos metanogênicos nas fezes, que continuam utilizando os substratos das fezes para produção de CH_4 (Lwin; Matsui, 2014). Além disso, fezes frescas possuem concentrações de C orgânico lábil prontamente disponível para bactérias metanogênicas do solo utilizar como substrato (Saggar et al. 2004) e uma umidade inicial não limitante para condições de anaerobiose (Williams, 1993), favorecendo a emissão de CH_4 . Um outro fator a ser considerado é os níveis de NH_4^+ e NO_3^- no solo. No primeiro dia de coleta, o tratamento com fezes apresentou uma alta concentração de NH_4^+ (Figura 4), seguido de um decréscimo, ao passo que no segundo e terceiro

dia de coleta a concentração de NO_3^- no solo por esse tratamento aumentou (Figura 5). A presença de NH_4^+ no solo pode inibir a oxidação de CH_4 , através da competição entre bactérias metanotróficas e bactérias nitrificantes pelo oxigênio disponível no solo. Quando em grandes concentrações, o NH_4^+ favorece a ação das bactérias nitrificantes, que irá utilizá-lo para produção de NO_3^- , inibindo a ação das bactérias metanotróficas (Bédard; Knowles, 1989; Li et al. 2020; Liu; Greaver, 2009).

A diminuição da emissão de CH_4 pelo tratamento com fezes, logo após altas emissões nos primeiros dias de avaliação, vai ao encontro de outros trabalhos que analisaram a emissão de CH_4 em excretas de bovinos. Cardoso et al. (2019) observou maiores fluxos de emissão pelas fezes, em relação a urina na primeira semana após a aplicação dos tratamentos, diminuindo após o sétimo dia, mantendo baixos fluxos de CH_4 mesmo após a correção da umidade inicial das fezes.

Carvalho et al. (2022) e Ongaratto et al. (2023) avaliando as emissões de GEE por excretas de bovinos em pastagens de clima tropical, observaram quedas nas emissões de CH_4 pelas fezes logo após o quinto dia após a aplicação dos tratamentos. A diferença entre os trabalhos avaliando o fluxo de emissão de CH_4 em fezes de bovinos e a de equinos, do presente trabalho, é o dia em que ocorre a diminuição do fluxo, enquanto para os trabalhos com bovinos a janela é de 5 a 7 dias após a aplicação dos tratamentos, no presente trabalho a queda ocorreu logo no segundo dia. Indicando uma dinâmica diferente de emissão entre as espécies. Essa variação no fluxo de emissão das fezes, geralmente está ligada ao esgotamento do C orgânico lábil prontamente disponível e a redução na temperatura da excreta, sugerindo a necessidade de novos estudos mais detalhados em cima dessas variáveis.

A cama da baia utilizada no experimento continha fezes misturada ao material, no entanto, não foi suficiente para impulsionar os fluxos de CH_4 por esse tratamento (Figura 3). As baias em que os animais ficavam confinados não tinha piso de concreto, ou seja, o substrato da cama ficava em contato direto com o solo, e após um período de dez dias, é possível que o efeito da excreta para emissão de CH_4 tenha se diluído ao longo dos dias. Em cima disso, o tratamento com urina de equinos também não apresentou nenhuma grande variação na produção de CH_4 , ao longo do período de coleta, indicando a ausência de substratos de carbono para emissão desse gás.

Após essa variação inicial pelo tratamento com fezes, os fluxos de emissão de CH_4 foram semelhantes entre os tratamentos, inclusive com o controle, sem adição de excretas e cama, indicando que não houve variações relacionadas a efeitos dos tratamentos.

4.2 Variações nos fluxos de emissão de óxido nitroso

Os maiores fluxos de emissão de N_2O do presente trabalho, foram registrados nos quatro primeiros dias de coleta, pelo tratamento com urina (Figura 2). Compostos nitrogenados são muito importantes na formação de N_2O , e o N da urina por estar quase que em sua totalidade na forma mineralizada, é rapidamente utilizado por microrganismos nitrificantes e desnitrificantes na oxidação de NH_4^+ e redução de NO_3^- , resultando na formação de N_2O durante esse processo (Moreira; Siqueira, 2006).

Ainda assim, fatores climáticos também condicionam a dinâmica de emissão de N_2O . Um deles é a precipitação e consequentemente a umidade do solo (Cardoso et al. 2017; Raposo et al. 2020), onde a nitrificação é o principal processo de formação de N_2O com valores de EPISA até 60%, e acima disso predomina a desnitrificação (Ruser et al. 2006; Cardoso et al. 2020b), evidenciando que no presente trabalho o principal processo de formação de N_2O foi a nitrificação, uma vez que os valores de EPISA não ultrapassaram 60% (Figura 6).

Uma outra variável climática que influencia a emissão de N_2O é a temperatura do solo (Skiba et al. 1998). Cardoso et al. (2020a) definiram que os fluxos de N_2O aumentam com maiores valores de temperatura, uma vez que estimulam as reações enzimáticas na produção desse gás. Ao avaliar a emissões de GEE por dejetos de diferentes espécies animal (bovinos, aves e suínos) em pastagens de clima tropical, os autores encontraram maiores fluxos de N_2O quando a temperatura do solo estava acima de $22,8^\circ\text{C}$, indo ao encontro dos resultados obtidos nesse trabalho, onde os maiores valores de N_2O , por urina de equinos, aconteceram com temperatura média do solo variando entre $25,3$ e $27,7^\circ\text{C}$ (Figura 1).

Esses fatores indicam que além do N prontamente disponível para as reações do solo, também ajudaram nos maiores fluxos de N_2O , por urina de equinos, nos primeiros dias de coleta. Entretanto, não se verificou nenhum pico de emissão para

os tratamentos com fezes e cama de equinos. Necessitando que o N orgânico presente nesses tratamentos, seja mineralizado para utilização pelos microrganismos do solo, os fluxos de emissão não apresentaram variações. A presença de N inorgânico no solo é um dos principais fatores de controle na produção de N_2O (IPCC, 2019), e uma vez que a disponibilidade do N, nas fezes e cama, seja mais tardia, pode acontecer em um momento em que as condições climáticas para produção do gás seja desfavorável e siga um outro rumo no ciclo do N. Fleming et al (2008) avaliando diferentes substratos de cama para baia de equinos, em ambiente controlado, também não encontrou variações nos fluxos de N_2O por serragem de madeira mais excretas dos animais.

A partir do dia 08/02, não houve nenhum outro pico de emissão de N_2O , e os fluxos entre os tratamentos foram semelhantes (Figura 2). Indicando que mesmo em condições climáticas favoráveis para produção de N_2O , os fatores ligados aos tratamentos não impulsionaram as emissões. Outros estudos, avaliando a emissão de N_2O por excretas de bovinos sobre pastagens, em ambientes tropicais, observaram a ausência de picos de emissão por urina no 20° DAA (Lessa et al. 2014), 40° DAA (Sordi et al. 2013) e 49° DAA (Cardoso et al. 2019), evidenciando uma diferença na dinâmica de emissão quando se trata dos equinos.

4.3 Efeito dos tratamentos sobre as emissões cumulativas de metano e óxido nitroso

Apesar do tratamento com fezes apresentar uma alta emissão de CH_4 na primeira coleta, já diminuiu muito no dia de coleta, não sendo suficiente para diferenciar dos demais tratamentos. Não houve efeito dos tratamentos sobre a emissão acumulada de CH_4 ao longo do período experimental ($p=0,85$). Sendo que esses resultados, corroboram com outros trabalhos em que se avaliou a emissão de CH_4 por fezes e urina (Carvalho et al. 2022; Ongaratto et al. 2023; Rigobello et al. 2023), ou por biofertilizantes orgânicos (Cardoso et al. 2020a) em condições de clima tropical.

Entretanto, os tratamentos se diferenciaram na emissão acumulada de N_2O ($p<0,01$). Enquanto o tratamento com fezes e cama de equinos chegaram ao final do

período de avaliação com valores negativos de emissão de N_2O , o tratamento com urina foi muito superior, tanto nos valores de emissão bruta, quanto para a emissão líquida, já descontando a emissão basal do solo (Tabela 3). Essa diferença entre os tratamentos, se deve muito pelos altos fluxos de emissão de N_2O da urina de equinos, nas quatro primeiras coletas (Figura 2).

A diferença de emissão de N_2O entre os tratamentos, pode ser explicada através da forma como o N está presente em cada um deles. Apesar da urina apresentar uma concentração menor de N, em relação aos demais tratamentos (Tabela 2), esse N está presente na inorgânica, com altos níveis de N mineral, sendo cerca de 80% como NNP (Bolan et al. 2004). Esse N presente na urina é pouco estável do ponto de vista químico, e se apresenta prontamente disponível para que microrganismos do solo utilizem esses compostos nitrogenados para formação de outros produtos, entre eles está a formação de N_2O (Pinheiro et al. 2018). Nas fezes e na cama da baia o N está presente preferencialmente na forma orgânica, sendo necessário que ocorra a mineralização do N orgânico contido na placa de fezes para que esse N seja disponibilizado e ocorra a emissão de N_2O (Cai et al. 2017). Ainda assim, esse N pode estar ligado a componentes estruturais de difícil degradação (hemicelulose, celulose e lignina), aumentando o tempo de mineralização do N (Braz et al. 2002). Com a liberação lenta e gradual do N presente nesses tratamentos, eles podem ser utilizados pelas plantas ou participar da formação de outros compostos de perdas de N como a NH_3 (volatilização e lixiviação), e não necessariamente ser emitido como N_2O , além disso, podem ser que estejam disponíveis em um momento em que as variações climáticas não são favoráveis para produção do N_2O .

Esses resultados vão ao encontro de trabalhos realizados em condições tropicais (Lessa et al. 2014) e subtropicais (Sordi et al. 2014), que encontraram valores muito superiores para emissão de N_2O por urina de bovinos em relação às fezes, uma diferença de 14 e 3 vezes maior, respectivamente.

5. CONCLUSÃO

Urina de equinos é uma importante fonte de emissão de óxido nitroso, provocando picos de emissão, nos primeiros dias após o contato com o solo. Fezes e cama das baias de equinos, não apresentam diferença de emissão entre si, e com as emissões basais do solo.

As fezes, urina e cama da baia de equinos não apresenta efeito sobre a emissão de metano, sendo que, as fezes provocam alterações no fluxo de emissão apenas no primeiro dia em contato com o solo.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Alves BJR, Smith KA, Flores RA, Cardoso AS, Oliveira WRD, Jantalia CP, Urquiaga S, Boddey RM (2012) Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biology and Biochemistry** 46:129-135. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.11.022>.

AOAC (2000) **Official methods of analysis of the Association of Official Analytical Chemists**, 17th edn. Gaithersburg, MD: Association of Official Analytical Chemists.

Bédard C, Knowles R (1989) Physiology, Biochemistry, and Specific Inhibitors of CH₄, NH₄⁺, and CO₂ Oxidation by Methanotrophs and Nitrifiers **Microbiology Reviews**, 53:68–84. <https://doi.org/10.1128/mr.53.1.68-84>.

Bolan NS, Saggar S, Luo J, Bhandral R, Singh J (2004) Gaseous Emissions of Nitrogen from Grazed Pastures: Processes, Measurements and Modelling, Environmental Implications, and Mitigation, in: **Advances in Agronomy** 84:37–120. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(04\)84002-1](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(04)84002-1).

Braz SP, Nascimento Junior DD, Cantarutti RB, Regazzi AJ, Martins CE, Fonseca D. MD (2002) Disponibilização dos nutrientes das fezes de bovinos em pastejo para a forragem **Revista Brasileira de Zootecnia** 31(4):1614-1623. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982002000700003>.

Cai Y, Chang SX, Cheng Y (2017) Greenhouse gas emissions from excreta patches of grazing animals and their mitigation strategies **Earth-Science Reviews**, 171:44–57. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2017.05.013>.

Cardoso AS, Alves BJR, Urquiaga S, Boddey RM (2016) Effect of volume of urine and mass of faeces on N₂O and CH₄ emissions of dairy-cow excreta in a tropical pasture. **Animal Production Science** 58(6). <http://dx.doi.org/10.1071/AN15392>.

Cardoso AS, Junqueira JB, Reis RA, Ruggieri AC (2020) How do greenhouse gas emissions vary with biofertilizer type and soil temperature and moisture in a tropical grassland? **Pedosphere** 30(5):607–617. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60025-X](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60025-X).

Cardoso AS, Barbero RP, Romanzini EP, Teobaldo RW, Ongaratto F, Fernandes MHMDR, Ruggieri AC, Reis RA. (2020). Intensification: A key strategy to achieve great animal and environmental beef cattle production sustainability in Brachiaria grasslands **Sustainability**, 12:6656. <https://doi.org/10.3390/su12166656>.

Cardoso AS, Brito LF, Januszkiewicz, ER, Morgado ES, Barbero, R.P, KOscheck JFW, Reis RA, Ruggieri, AC. (2017). Impact of grazing intensity and seasons on greenhouse gas emissions in tropical grassland **Ecosystems**, 20:845-859. 10.1007/s10021-016-0065-0.

Cardoso AS, Quintana BG, Januszkiewicz ER, Brito LF, Morgado ES, Reis, RA, Ruggieri, AC. (2019). How do methane rates vary with soil moisture and compaction, N compound and rate, and dung addition in a tropical soil? **International journal of biometeorology** 63:1533-1540. <https://DOI.org/10.1007/s00484-018-1641-0>.

Carvalho GM, Brito LDF, Coelho LDM, Cardoso AS, Messana JD, Colovate PHD, Ganga MJG, da Cruz MCP, Malheiros EB, Berchielli TT (2022) Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from the excreta of cattle receiving rumen undegradable protein. **Agronomy Journal**. 114:1655–1671. 10.1002/agj2.21053.

Claessen MEC (1997) **Manual de métodos de análise de solo**. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. (2 ed.). Rio de Janeiro, EMBRAPA-CNPS.

Doane TA, Horwáth WR (2003). Spectrophotometric determination of nitrate with a single reagent. **Analytical Letters** 36:2713–2722. <https://doi.org/10.1081/AL-120024647>.

Elghandour MMY, Adegbeye MJ, Barbabosa-Pilego A, Perez NR, Hernández SR, Zaragoza-Bastida A, Salem AZM (2019) Equine contribution in methane emission and its mitigation strategies **Journal Equine Veterinary Science**, 72:56–63. 10.1016/j.jevs.2018.10.020.

Fernandes KA, Kittelmann S, Rogers CW, Gee EK, Bolwell CF, Bermingham EN, Thomas DG (2014) Faecal microbiota of forage-fed horses in New Zealand and the population dynamics of microbial communities following dietary change. **PLoS ONE** 9:112846. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112846>.

Fleming K, Hessel EF, Van den Weghe HFA (2008) Evaluation of factors influencing the generation of ammonia in different bedding materials used for horse keeping. **Journal Equine Veterinary Science**, 28:223–231. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2008.02.008>.

Foster, 1995. Soil nitrogen, in: Alef K, Nannipieri P (Eds) **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. Academic, San Diego, pp. 79–87.

Garlipp F, Hessel EF, van den Weghe, Herman FA (2011) Characteristics of gas generation (NH₃, CH₄, N₂O, CO₂, H₂O) from horse manure added to different bedding materials used in deep litter bedding systems **Journal Equine Veterinary Science**, 31:383–95. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2011.01.007>.

IPCC, International Panel on Climate Change (2019) Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories** P. International Panel on Climate Change (IPCC). p. 546-554.

Karasu GK, Rogers CW, Gee EK (2023) Dietary transitions toward sustainable horse feeding **Journal of equine Veterinary Science**, 128(104080). <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2023.104880>.

Li Y, Liu Y, Pan H, Hernández M, Guan X, Wang W, Zhang Q, Luo Y, Di H, Xu J (2020) Impact of Grazing on Shaping Abundance and Composition of Active Methanotrophs and Methane Oxidation Activity in a Grassland Soil. **Biology and Fertility of Soils**, 56:799–810. <https://doi.org/10.1007/s00374-020-01461-0>.

Liu LL, Greaver TL (2009) A review of nitrogen enrichment effects on three biogenic GHGs: the CO₂ sink may be largely offset by stimulated N₂O and CH₄ emission. **Ecology Letters**, 12:1103–1117. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01351.x>.

Lwin KO, Matsui H (2014) Comparative analysis of the methanogen diversity in horse and pony by using mcrA gene and archaeal 16S rRNA Gene clone libraries. **Archaea**, 483574. <https://doi.org/10.1155/2014/483574>.

Maisonpierre IN, Sutton MA, Harris P, Menzies-Gow N, Weller R, Pfau T (2019) Accelerometer activity tracking in horses and the effect of pasture management on time budget **Equine Veterinary Journal**, 51:840–5. [10.1111/evj.13130](https://doi.org/10.1111/evj.13130).

Moreira FMS, Siqueira JO (2006) **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2. ed. Lavras: UFLA.

Ongaratto F, Fernandes MHMR, Dallantonia EE, Lima LO, Val GA, Cardoso AS, Rigobello IL, Gomes LM, Reis RA, Ruggieri AC, Malheiros EB (2023) Effect of the Interaction between Excreta Type and Nitrogen Fertilizer on Greenhouse Gas and Ammonia Emissions in Pastures. **Atmosphere**, 14(3):492. <https://doi.org/10.3390/atmos14030492>.

Parvage MM, Ulén B, Kirchmann H. (2015) Are horse paddocks threatening water quality through excess loading of nutrients? **Journal Environmental Management**, 147:306–313. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.09.019>.

Pinheiro EFM, Santos CDA, Da Silva SN, Alves B, De Campos DVB, Ceddia M (2018) Emissões de óxido nitroso sob cobertura de pastagem numa topossequência em Seropédica, RJ. **Revista Virtual de Química**, 10(6). 10.21577/1984-6835.20180119.

Raij B van, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (2001) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. IAC, Campinas.

Raposo E, Brito LF, Januszkiewicz ER, Oliveira LF, Versuti J, Assumpção FM, Cardoso AS, Siniscalchi D, Delevatti L, Malheiros EB, Reia RA, Ruggieri AC. (2020). Greenhouse gases emissions from tropical grasslands affected by nitrogen fertilizer management. **Agronomy Journal**, 112:4666-4680. DOI: <https://DOI.org/10.1002/agj2.20385>.

R Core Team (2023). R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.

Rigobello IL, Cardoso AS, Fonseca NVB, Ongaratto F, Silva MM, Bahia ASRS, Dornellas IA, Reis RA (2023) Emission of Greenhouse Gases and Ammonia from the Excreta of Nellore Bulls Submitted to Energy and Tannin Supplementation. *Atmosphere*, 14(7):1112. <https://doi.org/10.3390/atmos14071112>.

Ruser R, Flessa H, Russow R, Schmidt G, Buegger F, Munch JC (2006). Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting **Soil Biology and Biochemistry**, 38:263-274. <https://DOI.org/10.1016/j.soilbio.2005.05>.

Saggar S, Bolan NS, Bhandral R, Hedley CB, Luo J (2004). A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, 47(4):513–544. <https://doi.org/10.1080/00288233.2004.9513618>.

Santos HG, Jacomine PKT, Anjos LHC dos, Oliveira VA, Lumbleras JF, Coelho MR, Almeida JA, Araujo Filho JC, Oliveira JB, Cunha TJF (2018) **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos** (5 ed). Brasília, DF: Embrapa, 2018.

Silva DJ, Queiroz AC (2002) **Análise de Alimentos: Métodos Químicos e Biológicos (in Analysis: Biological and Chemical Methods)**.

Skiba UM, Sheppard LJ, MacDonald J, Fowler D (1998) Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland **Atmosphere Environmental**, 32:3311–3320. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00364-6](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00364-6).

Sordi A, Dieckow J, Bayer C, Albuquerque M A, Piva J T, Zanatta J A, Tomazi M, da Rosa C M, Moraes A (2013) Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland **Agriculture Ecosystem Environmental**,190:94–103. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.004>.

Fundo de População das Nações Unidas –UNFPA (2023) 8 bilhões de vidas, infinitas possibilidades: em defesa de direitos e escolhas. In: **Relatório situação da população mundial**. Disponível em < <https://brazil.unfpa.org/sites/default/files/pub-pdf/swop2023-ptbr-web.pdf> >. Acesso em Agosto de 2023.

Van Der Weerden T J, Luo J, Di HJ, Podolyan A, Philips RL, Sagggar S, de Klein CAM, Cox N, Ettema P, Rys G, (2016) Nitrous oxide emissions from urea fertilizer and effluent with and without inhibitors applied to pasture. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 219:58-70. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.12.006>.

Walkley A, Black IA (1934) An Examination of the Degtjareff Method for Determining Soil Organic Matter, and a Proposed Modification of the Chromic Acid Titration Method **Soil Science**,37:29–38. Avaliação

Webster AJF, Clarke AF, Madelin TM, Wathes C (1987) Air hygiene in stables 1: effects of stable design, ventilation and management on the concentration of respirable dust **Equine Veterinary Journal**, 19:448–453. <https://doi.org/10.1111/j.2042-3306.1987.tb02641.x>.

Westendorf M (2013) Horses and Manure. Disponível em: <<https://njaes.rutgers.edu/fs036/>>. Acesso em: Agosto de 2023.

Williams DJ (1993). Methane emissions from manure of free-range dairy cows. **Chemosphere**, 26(1-4):179–187. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90420-A](https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90420-A).

Yamano H, Koike S, Kobayashi Y, Hata H (2008) Phylogenetic analysis of hindgut microbiota in Hokkaido native horses compared to light horses, **Animal Science Journal**, 79:234–242. <https://doi.org/10.1111/j.1740-0929.2008.00522.x>.

Capítulo 4 – Considerações finais

O cuidado com o planeta em que habitamos, e a forma como as gerações futuras vão encontrá-lo, é muito pertinente. E a correta determinação de fatores que contribuem com a poluição e alterações nos ecossistemas, permite que medidas sejam tomadas, de forma que os impactos causados sejam diminuídos.

O presente trabalho, se apresenta na vanguarda de estudos avaliando as emissões de GEE por excretas e dejetos de equinos em ambientes tropicais, assim como a volatilização de NH_3 por equinos e pequenos ruminantes. A partir destes dados, tem-se um ponto de partida para novos estudos, avaliando fatores intrínsecos a criação de cada espécie, como diferentes tipos de dieta e sistemas de produção, uso de aditivos e fases de crescimento dos animais. Assim como, análises de emissão de GEE a partir de diferentes substratos de cama de equinos confinados.

No nosso estudo, não se verificou efeitos na emissão de CH_4 a partir de excretas de equinos consumindo apenas gramíneas forrageiras, entretanto, pode ser que ocorra diferenças quando considerado animais consumindo uma dieta rica em alimentos concentrados, uma vez que altera o funcionamento do compartimento digestivo de fibra, e do compartimento digestivos de carboidratos. Nesse sentido, questiona-se a possibilidade de uma dieta de alto valor energético, típica de confinamentos, manter ou alterar as diferenças na volatilização de NH_3 entre as espécies.