

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

TESE

**Efeito da Introdução de *Arachis pintoi* cv.
Belomonte em Pastagens de *Brachiaria brizantha*
cv. Marandú na Produção Leiteira e Dinâmica de
Nitrogênio**

Rafael Cassador Monteiro

2020



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

**EFEITO DA INTRODUÇÃO DE *Arachis Pintoi* CV. BELOMONTE EM
PASTAGENS DE *BRACHIARIA BRIZANTHA* CV. MARANDÚ NA
PRODUÇÃO LEITEIRA E DINÂMICA DE NITROGÊNIO**

RAFAEL CASSADOR MONTEIRO

Sob a Orientação do Professor
Robert Michael Boddey

Co-orientação do Professor
Bruno José Rodrigues Alves

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, Área de Concentração em Manejo do Solo e Qualidade Ambiental.

Seropédica, RJ
Fevereiro de 2020

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

M775e	Monteiro, Rafael Cassador, 1987- Efeito da Introdução de <i>Arachis pintoi</i> cv. Belomonte em Pastagens de <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandú na Produção Leiteira e Dinâmica de Nitrogênio /Rafael Cassador Monteiro. - Seropédica, 2020. 99 f. : il.
Orientador: Robert Michael Boddey. Tese (Doutorado). – – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, 2020. 1. Gases de efeito estufa. 2. Fertilizantes nitrogenados. 3. Leguminosas forrageiras. 4. Ciclagem de Nitrogênio. 5. <i>Brachiaria</i> . I. Boddey, Robert Michael, 1948-, orient. II. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. III. Título.	

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

**O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de
Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.**



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA
(CIÊNCIAS DO SOLO)



HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO Nº 7 / 2025 – CPGACS (12.28.01.00.00.00.27)

Nº do Protocolo: 23083.023644/2025-65

Seropédica-RJ, 09 de maio de 2025.

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

RAFAEL CASSADOR MONTEIRO

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, Área de Concentração em Manejo do Solo e Qualidade Ambiental.

TESE APROVADA EM 03/12/2021.

Bruno José Rodrigues Alves. Dr. Embrapa Agrobiologia
(Coorientador)

Érika Flavia Machado Pinheiro. Dra. UFRRJ

David Vilas Boas de Campos. Dr. Embrapa Solos

Octávio Costa de Oliveira. Dr. IBGE

(Assinado digitalmente em 12/05/2025 18:21)
ADELSON PAULO DE ARAUJO
PROFESSOR DO MAGISTÉRIO SUPERIOR
DATS (11.39.00.35)
Matrícula: 1104775

(Assinado digitalmente em 09/05/2025 14:37)
ERIKA FLAVIA MACHADO PINHEIRO
PROFESSOR DO MAGISTÉRIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 1740899

(Assinado digitalmente em 09/05/2025 13:36)
BRUNO JOSE RODRIGUES ALVES
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 681.282.827-00

(Assinado digitalmente em 09/05/2025 12:45)
OCTAVIO COSTA DE OLIVEIRA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 994.139.067-34

(Assinado digitalmente em 09/05/2025 15:46)
DAVID VILAS BOAS DE CAMPOS
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 030.175.957-06

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: 7, ano: 2025, tipo: HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO, data de emissão: 09/05/2025 e o código de verificação: d9cbe7a75c.

DEDICATÓRIA

Incontestavelmente, a Solange Maria Barbosa Cassador.

Dedico

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é o resultado da cooperação de várias pessoas sem as quais, tenho certeza sua realização seria impossível. De forma que pretendo, humildemente, eternizar no papel estes que já estão eternizados em minha memória.

Obrigado Deus por mais essa oportunidade de provação e expiação terrestre, e permitir que auxilie um pouco que seja no conhecimento sobre tua obra.

Muito obrigado mãe por todo o esforço que fez, e ainda faz, para me ajudar espero um dia ter condições de retribuir.

Obrigado Carmina, minha madrinha, por toda força.

Entre idas e vindas entre Bahia e Rio foram 7 meses longe de casa, e sempre me apoiando estava minha esposa, que desde a graduação me acompanha nessa caminhada, muito obrigado Érica pelo companheirismo, força, carinho e paciência.

A meu pai, meus irmãos e toda minha família, muito obrigado!

Obrigado ao meu orientador, Dr Robert Michael. Boddey, pela oportunidade de fazer parte da equipe da ciclagem de nutrientes e no auxílio para alcançar mais esse objetivo, esses anos de convívio foram ótimos. Muito obrigado aos pesquisadores do grupo, Dr Bruno Alves, Segundo Urquiaga e Dr^a Claudia Jantalia. Obrigado Dr. Robert Macedo e toda a equipe, tempo valioso de aprendizado no PEGASUS. Espero que um dia eu possa ter um pouca da capacidade e brilhantismo de vocês.

Obrigado aos companheiros de pós-graduação pelo companheirismo. Obrigado aos técnicos do Laboratório de Química Agrícola, em especial, ao Selmo, Altiberto e Roberto Grégio. Renato Moutinho do Laboratório de Isótopos Estáveis e Andreia Loviane do Laboratório de Cromatografia Gasosa. Obrigado ao Dr Daniel Casagrande e seus alunos da UFLA, e ao Dr Marco Gama do CNPGL o trabalho de todos vocês foi fundamental para este doutorado ser concluído. Obrigado ao PPGA-CS da UFRRJ e todos os seus professores. Obrigado agências de fomento CNPq, CAPES, FAPERJ e a Procisur-Fontagro, a tese é parte do projeto Procisur-Fontagro "*Intensificación sostenible de sistemas ganaderos con leguminosas: plataforma de cooperación Latinoamericana y del Caribe*".

Obrigado a Dr^a Claudia Rezende, pesquisadora da ESSUL-CEPLAC que me recebeu de braços abertos e toda sua equipe. Joselito, Salvador, Zé Carlos, Juraci, Adinaldo, Antônio Batista dos Santos (ABS), Farias, João, Leno, Juarez e Tião. E os terceirizados, Vevei, Caboclo, Henrique, Maurício, Juciney, Tales, Tonho, Carreirinha, Diego, Gato-a-jato, Wando. Obrigado pelo tempo que passei na estação, além da ajuda fundamental para a realização do trabalho, vocês fizeram minha estadia em Itabela melhor. Muito obrigado Dona Maria e sua família que me acolheu no tempo que estive na estação, com certeza seria muito mais difícil sem sua ajuda.

RESUMO GERAL

MONTEIRO, Rafael Cassador. **Efeito da introdução de *Arachis pintoi* cv. Belomonte em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandú na produção leiteira e dinâmica de nitrogênio.** 2020. 99f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2020.

As mudanças climáticas são uma preocupação mundial. No Brasil aproximadamente um terço de todas as emissões de gases efeito estufa (GEE) de fontes antrópicas vem das atividades agropecuárias, e emissões de pastagens e bovinos dominam este setor. Neste contexto surge como alternativa as leguminosas forrageiras fixadoras de nitrogênio que aumentam a qualidade do pasto e dispensam fertilização nitrogenada. Contudo, ainda existem questionamentos acerca do impacto das leguminosas na produção animal, emissões de GEE nas excretas e a ciclagem de N no sistema solo/planta/animal. O objetivo do trabalho foi comparar o efeito da introdução do amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* cv. Belomonte) em pastagens de capim Marandú (*Brachiaria brizantha* cv. Marandú) e um sistema fertilizado com N na produção leiteira, emissão de GEE e a ciclagem de N. O estudo foi desenvolvido na Estação Experimental da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC) em Itabela – BA. O delineamento experimental utilizado foi blocos casualizados com 3 repetições de 2 tratamentos, capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Bb+N) ou consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar). Na avaliação das emissões de GEE um terceiro tratamento foi adicionado: pastagem degradada (Deg). O regime climático influenciou na produção de leite. As épocas de maior precipitação proporcionaram maior oferta de forragem com melhor qualidade nutricional que refletiu na produção de leite. A produção por ciclo de avaliação (84 dias) variou entre 255 e 658 kg leite ha⁻¹. Em média Bb+Ar produziu 512 kg leite ha⁻¹ enquanto Bb+N 477 kg leite ha⁻¹. A avaliação de δ¹³C das fezes mostrou que o consumo de amendoim representou 13 % da dieta dos animais. Na primeira aplicação de excretas a proporção do N das excretas (fator de emissão – FE) volatilizada como amônia (NH₃) foi de 2,37% 2,43% e 3,60% e na segunda 6,80%, 1,98% e 6,22%, Deg, Bb+N e Bb+Ar respectivamente. As fezes praticamente não emitiram NH₃. A volatilização do N da ureia fertilizante representou 1,97% e 2,50% na primeira e segunda aplicação, respectivamente. Na primeira aplicação os FE-urina de N₂O foi de 1,36%, 3,85% e 1,41%, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Nesta aplicação o FE do tratamento Bb+N foi maior dos demais. Na segunda aplicação os FE foram drasticamente reduzidos para 0,28%; 0,31% 0,19% Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. O FE de N₂O para ureia foi de 4,5% e 0,4%, primeira e segunda aplicação, respectivamente. A introdução do amendoim não alterou a taxa ‘k’ da decomposição dos resíduos vegetais (liteira) das forrageiras. Para os 6 dias do pastejo e os primeiros 6 dias de descanso, o “k” médio foi de 0,0904 g g⁻¹ dia⁻¹, enquanto que para os 28 dias subsequentes de descanso foi 0,0570 g g⁻¹ dia⁻¹. A proporção de amendoim na liteira variou entre 1 e 7%. A adição de N via FBN na liteira foi de 10,6 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. A introdução de amendoim forrageiro se mostra promissor para a produção de leite. Houve um aumento das emissões de NH₃ das excretas de Bb+Ar e diminuição das emissões de N₂O. A FBN foi capaz de suprir a demanda de N. A intensidade das emissões dos GEE (excluindo metano entérico) caiu de 470 g CO₂eq para 70 g CO₂eq kg de leite⁻¹ quando o fertilizante foi substituído pelo amendoim forrageiro.

Palavras-chave: *Brachiaria*. GEE. Leguminosas. Leite. Nitrogênio

ABSTRACT

MONTEIRO, Rafael Cassador. **Effect of the introduction of *Arachis pintoi* cv. Belomonte in pastures of *Brachiaria brizantha* cv. Marandú on dairy production and nitrogen dynamics.** 2020. 99p. Thesis (Doctorate in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2020.

Climate change is of worldwide concern. In Brazil, approximately one third of all greenhouse gas emissions (GHGs) from anthropogenic sources come from agricultural activities, and emissions from pastures and cattle dominate this sector. In this context, nitrogen-fixing forage legumes appear as an alternative to improve the quality of the pasture and to dispense with nitrogen fertilization. However, there are still questions about the impact of legumes on animal production, emissions of GHGs in excreta and the cycling of N in the soil/plant/animal system. The objective of the study was to compare the effect of the introduction of forage peanut (*Arachis pintoi* cv. Belomonte) in Marandú grass pastures (*Brachiaria brizantha* cv. Marandú) and an N fertilized system in the context of dairy production, GHG emissions and N cycling. The study was carried out at the Experimental Station of the Executive Committee of the Cocoa Crop (CEPLAC) in Itabela - BA. The experimental design used was randomized blocks with 3 replicates of 2 treatments, Marandú grass fertilized with 120 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (Bb + N) or intercropped with forage peanut (Bb + Ar). For the assessment of GHG emissions, a third treatment was added: degraded pasture (Deg). Each plot was composed of 6 paddocks, the grazing system was rotated with 6 days of occupation and 30 days of rest. The climatic regime influenced milk production. The periods of greater precipitation provided a greater supply of forage with better nutritional quality, which was reflected in milk production. The milk production for each grazing cycle (84 days) varied from 255 to 658 kg milk ha⁻¹, yr⁻¹. On average Bb + Ar produced 512 kg milk ha⁻¹ while Bb + N 477 kg milk ha⁻¹. The δ¹³C evaluation of feces showed that forage peanut consumption represented 13% of the animals' diet. In the first application of excreta the proportion of N of excreta (emission factor - FE) volatilized as ammonia (NH₃) was 2.37% 2.43% and 3.60% and in the second 6.80%, 1.98 % and 6.22%, Deg, Bb + N and Bb + Ar respectively. The feces emitted practically no NH₃. The volatilization of N from fertilizer urea represented 1.97% and 2.50% in the first and second application, respectively. In the first application, the N₂O the FE-urine was 1.36%, 3.85% and 1.41%, Deg, Bb + N and Bb + Ar, respectively. In this application, the EF of the Bb + N treatment was higher than the others. In the second application, the FEs were drastically reduced to 0.28%; 0.31% 0.19% Deg, Bb + N and Bb + Ar, respectively. The N₂O EF for urea was 4.5% and 0.4%, first and second application, respectively. The introduction of forage peanut did not alter the rate of decomposition ('k') of plant residues (litter) from forages. For the 6 days of grazing and the first 6 days of rest, the average 'k' was 0.0904 g g⁻¹ day⁻¹, while for the subsequent 28 days of rest it was 0.0570 g g⁻¹ day⁻¹. The proportion of forage peanut in the litter varied between 1 and 7%. The addition of N via BNF to the litter was 10.6 kg N ha⁻¹ year⁻¹. The introduction of forage peanuts is promising for milk production. There was an increase in NH₃ emissions from Bb + Ar excreta and a decrease in N₂O emissions. Under the conditions evaluated the mixed grass/legume pasture was more sustainable than nitrogen fertilization. BNF was able to supply the demand for N. The intensity of GHG emissions (excluding enteric methane) dropped from 470 g CO₂eq to 70 g CO₂eq kg of milk⁻¹ when the N fertilizer was replaced by forage peanut.

Keywords: *Brachiaria*. GHGs. Forage legume. Milk. Nitrogen.

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características químicas de um Argissolo Amarelo Distrocoeso, na estação de Zootecnia do Extremo Sul (ESSUL – CEPLAC). Área manejo (Deg), capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar), capim Marandú fertilizado com nitrogênio (Bb+N), Itabela – BA	17
Tabela 2. Produção média de leite durante oito ciclos de avaliação de pastagens de capim Marandú fertilizado com N (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), Itabela – BA	22
Tabela 3. Proporção de amendoim e proteína consumida na dieta de vacas lactantes em pastagens de capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro	25
Tabela 4. Qualidade do leite em pastagens de capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ (Bb+N), ou consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas distintas de coleta, Itabela - BA.....	27
Tabela 5. Perfil de ácidos graxos do leite em pastagens de capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ (Bb+N), ou consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas distintas de coleta, Itabela – BA.....	27
Tabela 6. Quantidade de N aplicado na forma de urina e fezes, adicionado ao solo, de três sistemas de pastejo distintos, em duas épocas de aplicação, agosto de 2018 e fevereiro de 2019, para avaliação da volatilização de amônia em Itabela - BA.....	41
Tabela 7. Quantidade de N-NH ₃ emitido da área controle, urina e fezes de bovinos de três sistemas de pastejo distintos, aplicadas no solo, em duas épocas de aplicação, agosto de 2018 e fevereiro de 2019 em Itabela - BA	41
Tabela 8. Porcentagem de N-NH ₃ volatilizado nas fezes e urina, aplicados ao solo em agosto de 2018 (1º aplicação) e fevereiro de 2019 (2º aplicação), em Itabela - BA	44
Tabela 9. Quantidade de N aplicado no solo como tratamento na forma urina e fezes em agosto de 2018 (1 ^a aplicação) e fevereiro de 2019 (2 ^a aplicação), para a avaliação dos fluxos de N ₂ O em Itabela – BA.....	50
Tabela 10. Quantidade de N-N ₂ O acumulado da área controle e da urina e fezes de bovinos de três sistemas de pastejo distintos, aplicadas no solo, em duas épocas de aplicação, agosto de 2018 (1 ^a aplicação) e fevereiro de 2019 (2 ^a aplicação) em Itabela – BA.	51
Tabela 11. Proporção de N perdido das fezes e urina no solo perdido via emissão de N-N ₂ O em agosto de 2018 (1º aplicação) e fevereiro de 2019 (2º aplicação) em Itabela – BA. 58	58
Tabela 12. Consumo de matéria seca e nitrogênio em três amostragens de vacas em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar).....	82
Tabela 13. δ ¹⁵ N do amendoim, capim Marandú e das plantas espontâneas da área de Bb+Ar.	83
Tabela 14. Consumo de matéria seca (MS), amendoim forrageiro (AR), nitrogênio do capim Marandú (N _{Bb}), nitrogênio do amendoim (N _{Ar}), e N derivado da FBN (Ndda) dos animais em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar).	84
Tabela 15. Produção de matéria seca (MS), nitrogênio (N) no ciclo inicial (1º ciclo) e no ciclo final (10º ciclo) de avaliação e diferença (≠) entre os dois ciclos em dois tratamentos.	

Capim Marandú fertilizado com nitrogênio (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar).....	85
Tabela 16. Produção primária aérea líquida (PPAL) de matéria seca (MS), nitrogênio (N), amendoim forrageiro (Ar) e nitrogênio derivado da FBN (Ndda) em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar).....	85
Tabela 17. Produção fecal e deposição de nitrogênio das fezes em pastagens de capim Marandú fertilizados com ureia (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em 4 amostragens, Itabela – BA.....	86
Tabela 18. Produção urinária e deposição de nitrogênio na urina em pastagens de capim Marandú fertilizados com ureia (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em 4 amostragens, Itabela – BA.....	87
Tabela 19. Fatores de emissão médios utilizados para cálculo da perda de N das excretas depositadas no solo em pastagens de capim Marandú fertilizados com ureia (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar)	87
Tabela 20. Quantidade de N perdido nas fezes, urina e leite em pastagens de braquiária Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar)	88

ÍNDICE DE FIGURAS

- Figura 1.** Oferta de capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) ou fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ao longo dos 8 ciclos de avaliação (84 dias cada) de produção leiteira, Itabela – BA. Barras acima das médias representam o erro padrão da média.....23
- Figura 2.** Precipitação acumulada em cada ciclo, média das temperaturas mínimas ($^{\circ}\text{t}_{\min}$), média das temperaturas máximas ($^{\circ}\text{t}_{\max}$), durante os oito ciclos de avaliação (84 dias cada) da produção leiteira, Itabela – BA.....23
- Figura 3.** Oferta de amendoim forrageiro (Ar) ao longo dos oito ciclos de avaliação (84 dias cada) de produção leiteira, Itabela – BA. Barras acima das médias representam o erro padrão da média.....24
- Figura 4.** Teor de proteína bruta do amendoim forrageiro (Ar), capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) e capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), em 7 ciclos de avaliação para produção de leite, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....25
- Figura 5.** Quantidade de nitrogênio na oferta em pastagens de capim Marandú fertilizada com nitrogênio (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar). Os valores de Bb+Ar incluem capim Marandú e amendoim forrageiro. Itabela – BA. Barras verticais acima das médias representam o erro padrão da média.....40
- Figura 6.** Volatilização de amônia de fezes e urina artificialmente depositadas no solo de três sistemas de pastejo, degradado (Deg), capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em agosto de 2018, Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão das médias.....43
- Figura 7.** Volatilização de amônia de fezes e urina artificialmente depositadas no solo de três sistemas de pastejo, degradado (Deg), capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em fevereiro de 2019, Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão das médias.....44
- Figura 8.** Temperatura do solo nas coletas de volatilização de NH₃ devido a deposição de excretas no solo em duas aplicações em Itabela – BA.....45
- Figura 9.** Teores de NH₄⁺ no solo da área controle, e sob a deposição de urina e fezes, na segunda deposição de excretas em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....46
- Figura 10.** Fluxo de volatilização de N-NH₃ devido a adição de ureia (60 kg N ha⁻¹) no solo em duas épocas de aplicação distintas, julho de 2018 (1^a aplicação) e março de 2019 (2^a aplicação), Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....48
- Figura 11.** Precipitação e umidade do solo durante a avaliação da volatilização de NH₃ em duas épocas de aplicação distintas, julho de 2018 (1^a aplicação) e março de 2019 (2^a aplicação), Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....49
- Figura 12.** Fluxo de N₂O da área controle e da aplicação de fezes e em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com Amendoim forrageiro (Bb+Ar), agosto de 2018, Itabela-BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....52
- Figura 13.** Fluxo de N₂O da área controle e da aplicação de excretas (fezes e urina) em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar), fevereiro de 2019, Itabela-BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....53

- Figura 14.** Teor de NH_4^+ no solo, 0-10 cm, da área controle e após a aplicação de urina e fezes em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com Amendoim forrageiro (Bb+Ar), fevereiro de 2019, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....54
- Figura 15.** Teor de NO_3^- no solo, 0-10 cm, da área controle e após a aplicação de urina e fezes em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com Amendoim forrageiro (Bb+Ar), fevereiro de 2019, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....55
- Figura 16.** Espaço poroso preenchido por água (EPPA) de pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Bb+N) e capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) (A), Precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N_2O em Itabela – BA (B). A seta indica o momento da aplicação das excretas, em agosto de 2018. Barras verticais representam o erro padrão da média.....56
- Figura 17.** Espaço poroso preenchido por água (%EPPA) de pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Bb+N) e capim Marandú consorciada com Amendoim Forrageiro (Bb+Ar) (A), Precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N_2O em Itabela – BA (B). A seta indica o momento da aplicação das excretas, em fevereiro de 2019. Barras verticais representam o erro padrão da média.....57
- Figura 18.** Fluxo de N_2O (A), N-mineral do solo (NH_4^+ e NO_3^-) devido a aplicação de 60 kg N ha^{-1} na forma de ureia (B), espaço poroso saturado por água (%EPPA; C) e precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N_2O após aplicação de ureia em julho de 2018 (D). Barras verticais representam o erro padrão da média.....61
- Figura 19.** Fluxo de N_2O (A), N-mineral do solo (NH_4^+ e NO_3^-) após a aplicação de 60 kg N ha^{-1} na forma de ureia (B), espaço poroso saturado por água (%EPPA; C) e precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N_2O após aplicação de ureia em março de 2019 (D). Barras verticais representam o erro padrão da média.....62
- Figura 20.** Médias das temperaturas máximas e mínimas e precipitação mensal durante a condução do experimento e médias históricas mensuradas na estação meteorológica da CEPLAC, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....73
- Figura 21.** Variação na liteira existente nos 6 dias de pastejo (A), primeiros 6 dias de descanso (B), 12 dias de descanso (C) e últimos 12 dias de descanso (D), durante os 11 ciclos avaliados de pastagens de capim Marandú fertilizados com 120 kg N ha^{-1} (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....74
- Figura 22.** Liteira existente de capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha^{-1} (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas diferentes de coleta, 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D) e últimos dias de descanso (+12D), barras de médias seguidas de letras diferentes diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05), em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....75
- Figura 23.** Variação na liteira depositada nos 6 dias de pastejo (A), primeiros 6 dias de Descanso (B), 12 dias de descanso (C) e últimos 12 dias de descanso (D), durante os 11 ciclos avaliados de pastagens de capim Marandú fertilizados com 120 kg N ha^{-1} (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.....76

- Figura 24.** Liteira depositada de capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas diferentes de coleta, 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D) e últimos dias de descanso (+12D), barras de médias seguidas de letras diferentes diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05), em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média..... 76
- Figura 25.** Variação na oferta de forragem da capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) e amendoim forrageiro (Ar) durante a avaliação da deposição e decomposição da liteira, Itabela – BA..... 77
- Figura 26.** Variação na taxa de decomposição (k) nos 6 dias de pastejo (A), primeiros 6 dias de Descanso (B), 12 dias de descanso (C) e últimos 12 dias de descanso (D), durante os 11 ciclos avaliados de pastagens de capim Marandú fertilizados com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média..... 78
- Figura 27.** Taxa de decomposição (k) de capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ou consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas diferentes de coleta. 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D) e últimos dias de descanso (+12D), barras de médias seguidas de letras diferentes diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05), em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média..... 79
- Figura 28.** Deposição de amendoim na liteira ao longo dos 11 ciclos de pastejo nas diferentes épocas de coleta. 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D), e últimos dias de descanso (+12D), em Itabela – BA..... 81
- Figura 29.** Porcentagem do nitrogênio total do amendoim forrageiro derivado da FBN (A), quantidade total de N derivado da FBN depositado na liteira da pastagem consorciada por ciclo de pastejo (B), em 10 ciclos de pastejo, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média..... 81
- Figura 30.** Proporção de amendoim na dieta dos animais em pastagens consorciadas de capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média..... 83
- Figura 31.** Taxa de fixação biológica de nitrogênio (FBN - A). Quantidade (kg Nha⁻¹) de N derivado da FBN (Ndda) e N derivado do solo (N – solo) na oferta de amendoim durante 12 meses de monitoramento (B). Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média..... 84
- Figura 32.** Exportação de nitrogênio no leite (proteína + ureia) em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em 10 ciclos de avaliação, Itabela – BA..... 86

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	1
2 REVISÃO DE LITERATURA	4
2.1 Atmosfera e Efeito Estufa.....	4
2.2 A Agropecuária e os GEE	5
2.3 Produção de Óxido Nitroso	5
2.4 Volatilização de Amônia	8
2.5 Panorama Agropecuário Brasileiro e Mitigação	9
4 CAPÍTULO I.....	12
AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO E QUALIDADE DO LEITE EM PASTAGENS DE <i>BRACHIARIA BRIZANTHA</i> CV. MARANDÚ FERTILIZADA COM NITROGÊNIO MINERAL EM COMPARAÇÃO À CONSORCIADA COM AMENDOIM FORRAGEIRO (<i>ARACHIS PINTOI</i> CV. BELOMONTE)	12
4.1 RESUMO	13
4.2 ABSTRACT	14
4.3 INTRODUÇÃO.....	15
4.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
4.4.1 Localização, Histórico e Caracterização da Área Experimental	17
4.4.2 Oferta de Forragem.....	18
4.4.3 Produção e Qualidade do Leite.....	19
4.4.4 Produção Fecal	19
4.4.5 Pastejo Simulado, Consumo, FDNi e Proporção da Leguminosa na Dieta.....	20
4.4.6 Análise Estatística	21
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
4.6 CONCLUSÕES	29
5 CAPÍTULO II.....	30
EMISSÃO DE N ₂ O E VOLATILIZAÇÃO DE NH ₃ EM PASTAGENS DE <i>BRACHIARIA BRIZANTHA</i> CV. MARANDÚ FERTILIZADAS COM UREIA OU CONSORCIADAS COM AMENDOIM FORRAGEIRO (<i>ARACHIS PINTOI</i> CV. BELOMONTE)	30
5.1 RESUMO	31
5.2 ABSTRACT	32
5.3 INTRODUÇÃO.....	33
5.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	35
5.4.1 Avaliação da Volatilização de Amônia	35
5.4.2 Avaliação dos Fluxos de N ₂ O.....	36
5.4.3 Variáveis de Solo e Clima Associadas aos Fluxos de N ₂ O	38
5.4.4 Análise Estatística	39

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	40
5.5.1 Volatilização de NH ₃ das Excretas.....	40
5.5.2 Volatilização de NH ₃ da Ureia.....	47
5.5.3 Emissões de N ₂ O das Excretas	50
5.5.4 Emissão de N ₂ O da Ureia	60
5.6 CONCLUSÕES	64
6 CAPÍTULO III	65
DEPOSIÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE LITEIRA E BALANÇO DE NITROGÊNIO EM SISTEMA DE PASTEJO ROTACIONADO EM PASTAGENS DE <i>BRACHIARIA BRIZANTHA</i> CV. MARANDÚ FERTILIZADA COM NITROGÊNIO E CONSORCIADA COM <i>ARACHIS PINTOI</i> CV. BELOMONTE.....	65
6.1 RESUMO	66
6.2 ABSTRACT	67
6.3 INTRODUÇÃO.....	68
6.4 MATERIAL E MÉTODOS.....	69
6.4.1 Dinâmica de Deposição e Decomposição da Liteira	69
6.4.2 Quantificação da Fixação Biológica de Nitrogênio.....	70
6.4.3 Produção Fecal dos Animais	71
6.4.4 Pastejo Simulado, Consumo, FDNi e Proporção da Leguminosa na Dieta.....	71
6.4.5 Produção Urinária.....	71
6.4.6 Análise Estatística	72
6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	73
6.5.1 Deposição e Decomposição da Liteira	73
6.5.2 Dinâmica do Nitrogênio	82
6.6 CONCLUSÕES	89
7 CONCLUSÕES GERAIS	90
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	91

1 INTRODUÇÃO GERAL

No Brasil, em 2015 a emissão antropogênica de gases efeito estufa (GEE) foi, aproximadamente, 1,40 Pg CO₂eq. Deste montante, a atividade agropecuária foi responsável por aproximadamente 31% sendo um dos setores que mais contribuiu com as emissões antropogênicas de GEE, apenas atrás do setor energia que foi responsável por 33% das emissões de GEE (MCTIC, 2017). Na agropecuária, a emissão de metano (CH₄) devido à fermentação entérica de bovinos contribui com 57% das emissões de GEE. Seguido pelas emissões de gases dos solos agrícolas que contribuem com 35% das emissões de GEE da agropecuária, principalmente devido à emissão de óxido nitroso (N₂O) de excretas de animais em pastagens (MCTIC, 2017).

O Brasil é signatário da Convenção-quadro das Nações Unidas sobre Mudanças no Clima. Na 15º Conferência das Partes (COP15) realizada em Copenhague na Dinamarca o Brasil assumiu o compromisso voluntário de reduzir entre 36,1% e 38,9% as emissões de GEE projetadas para 2020 tomando como base o ano de 2005. Em 2015 o Brasil avançou no seu compromisso de redução das emissões antropogênicas de GEE. Na COP21 na França se comprometeu em reduzir as emissões de GEE em 37% até 2025. Como contribuição subsequente, até 2030 a meta de redução assumida foi de 43%, ambas as metas tendo como base as emissões verificadas no ano de 2005. Para alcançar essas metas foi instituído o Plano de Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC) que está estruturado em seis ações: recuperação de pastagens degradadas; integração lavoura - pecuária – floresta (ILPF); sistema de plantio direto; fixação biológica de nitrogênio; florestas plantadas; e tratamento de resíduos animais.

O grande impacto da pecuária brasileira deve-se, principalmente, a baixa taxa de abate do rebanho nacional (FERRAZ & FELÍCIO, 2010). O longo período que os animais permanecem no pasto faz com que o custo ambiental dos produtos seja muito alto. Ou seja, alta emissão de GEE por kg de leite ou carne produzido. A intensificação do sistema produtivo é uma alternativa para reverter esse quadro, tanto para a produção de leite, como carne (CARDOSO et al., 2016a; GRESSEN-GONDELACH et al., 2017).

O sistema ILPF é uma ótima opção para a diversificação e intensificação do uso terra. No entanto, demanda dos produtores maior investimento inicial em insumos e bens, além de demandar maior conhecimento técnico para aplicação e manutenção, o que pode gerar resistência por parte dos produtores. Alternativamente, a correção do solo, a fertilização de manutenção com nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) mantém a produtividade (CARDOSO et al., 2016a). Além disso, pastagens produtivas têm o potencial de acumular carbono no solo (BRAZ et al., 2013). No entanto, a produção de fertilizante nitrogenado demanda alta energia que é conseguida com a queima de combustível fóssil. Além das emissões de síntese, o transporte e aplicação também emitem GEE. Estimativas apontam emissão de 4,5 kg CO₂eq/ kg N aplicado (ROBERTSON & GRACE, 2004). Além disso, após a aplicação no solo os fertilizantes nitrogenados podem contribuir com emissões diretas (N₂O) e indiretas (NH₃) de GEE. Já foi demonstrado que a reciclagem do N é fundamental para a sustentabilidade das pastagens. Boddey et al. (2004) observaram que o aumento da taxa de lotação resultou na redução de N reciclado no sistema solo - planta (liteira), disponibilizando menos N para manutenção da forrageira.

Uma alternativa ao uso dos fertilizantes sintéticos, que pode trazer vantagens econômicas e agronômicas, é a utilização de leguminosas forrageiras em pastagens

consorciadas. Essas plantas têm a capacidade de se associar com bactérias e realizar a fixação biológica de nitrogênio (FBN). A introdução de leguminosas forrageiras em pastagens já mostrou potencial em reduzir o uso de fertilizante nitrogenado. Pastagens consorciadas de azevém/trevo, quando comparados com pastagens de azevém fertilizados com 60 kg N ha⁻¹, proporcionaram aumento de 1,8 kg leite dia⁻¹ na produção de leite (RIBEIRO-FILHO et al., 2003).

Hernandez et al. (1995) mostraram que um consórcio de amendoim forrageiro com capim Marandú promoveu um ganho médio de peso em gado de corte durante quase três anos de 937 kg ha⁻¹ ano⁻¹, comparado a 716 kg ha⁻¹ ano⁻¹, sem a presença da leguminosa. Este trabalho foi conduzido na Zona Atlântica da Costa Rica, que recebe mais de 4.500 mm de precipitação por ano. Mais recentemente, experimento feito na Estação da CEPLAC na mesma área do presente estudo, também com amendoim forrageiro em consórcio com capim Marandú, mostrou que a produtividade média de gado de corte durante nove anos atingiu 789 kg peso vivo ha⁻¹ ano⁻¹, comparado a 655 kg ha⁻¹ ano⁻¹, na monocultura do capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ (PEREIRA et al., 2020).

A introdução de leguminosas é um aporte constante de N fixado que influencia nos teores de N e altera a dinâmica da ciclagem de nutrientes. Essa mudança pode ser benéfica e proporcionar um maior acúmulo de C no solo (SANTOS et al., 2019). Tarré et al. (2001) conduziram trabalho no mesmo campo experimental deste estudo. Os autores demonstraram que pastagens produtivas de braquiária, consorciadas ou não com leguminosas, promoveram acúmulo de C no solo. O acúmulo de C nas pastagens consorciadas foi aproximadamente o dobro das pastagens de braquiária em monocultura. No entanto, o teor de N circulando no sistema é maior, e a decomposição da liteira pode ser mais rápida. O aumento da taxa de decomposição da liteira, e diminuição da imobilização de N, já foi demonstrado com o consórcio calopogônio (*Calopogonium mucunoides* Desv.)/*Brachiaria decumbens* (SILVA et al., 2012) e também com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*)/ grama estrela (*Cynodon nlemfuensis*; OLIVEIRA et al., 2002). Dessa forma, mais N mineral estaria disponível na liteira do sistema que poderia aumentar as perdas via emissão de GEE dos resíduos vegetais (liteira) de pastagens consorciadas em comparação a pastagens em monocultura.

Além do aspecto da modificação da ciclagem de nutrientes no solo, nos estoques de C e N no solo e nas emissões de GEE. A disponibilidade de leguminosa pode também alterar a quantidade de N consumido pelos animais, e refletir na quantidade de N excretado e na partição do N entre fezes e urina. Kebreab et al. (2001) demonstraram que quanto maior a ingestão de N, maior são os teores excretados na urina e nas fezes. Entretanto, o aumento ocorre de forma mais acentuada na urina, o que é um problema, pois é justamente na urina onde o N está mais suscetível a perdas. Da mesma maneira que para as emissões da liteira nas pastagens, são necessários trabalhos de pesquisa que comparem as emissões de GEE das excretas de animais em pastagens de gramíneas fertilizadas e pastagens consorciadas com leguminosas.

As excretas são responsáveis por uma parte considerável das emissões de N₂O dos solos agrícolas. Na confecção de inventário de gases, o IPCC preconiza que países que não disponham de dados suficientes, devem considerar que 2% do N das excretas é perdido via emissão de N₂O (Fator de Emissão – FE = 0,02), não fazendo distinção entre o tipo de excreta. Entretanto, esse valor foi obtido a partir de resultados experimentais concentrados, principalmente, no hemisfério norte, obtidos na Alemanha, Holanda, Irlanda e Reino Unido e no hemisfério sul, na Nova Zelândia (de KLEIN, 2004). Nesses países, o gado se alimenta de ração ou de pastagens com altas concentrações de N (proteína) promovendo grande excreção de N na urina. Como no Brasil, majoritariamente, os rebanhos de gado de corte e leiteiro são

alimentados com forragens com baixo teor de proteína, a proporção do N excretado nas fezes pode ser igual ou até maior que na urina (XAVIER et al., 2014).

Outro questionamento é como a produção de leite responderia a substituição da fertilização nitrogenada pelo consórcio com leguminosa forrageira sendo a leguminosa a única fonte de N. Há indícios de que a produção pode aumentar (GONZALEZ et al., 1996), no entanto reduções na produção leiteira também já foram observadas (RIBEIRO-FILHO et al., 2005).

Os objetivos do trabalho foram:

Capítulo I: Avaliação da produção e qualidade do leite em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandú fertilizada com nitrogênio mineral em comparação à consorciada com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* cv. Belomonte).

a) Comparar a produção e qualidade do leite (gordura, proteína, lactose, extrato seco [ES], extrato seco desengordurado [ESD] e ureia) produzida por vacas em pastejo extensivo em pastagens de capim Marandú (*Brachiaria brizantha* cv. Marandú) fertilizadas com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, e pastagens de capim Marandú consorciadas com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* cv. Belomonte) em sistema rotacionado de produção.

Capítulo II: Emissão de N₂O e volatilização de NH₃ em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandú fertilizadas com ureia ou consorciadas com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* cv. Belomonte).

a) Comparar a volatilização de NH₃ (emissão indireta) e emissão de N₂O da ureia e nas fezes e urina de animais em pastagens de capim Marandú fertilizado com ureia, pastagens de capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro e em pastagens degradadas.

Capítulo III: Deposição e decomposição de liteira e balanço de nitrogênio em sistema de pastejo rotacionado em pastagens de *Brachiaria brizantha* cv. Marandú fertilizada com nitrogênio e consorciada com *Arachis pintoi* cv. Belomonte.

a) Avaliar a dinâmica de deposição e decomposição da liteira em diferentes momentos do ciclo de pastejo em pastagens de capim Marandú fertilizadas com nitrogênio ou consorciadas com amendoim forrageiro.

b) Avaliar se o N derivado da FBN do amendoim forrageiro foi suficiente para atender as saídas de N do sistema.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Atmosfera e Efeito Estufa

A temperatura na Terra está diretamente relacionada com a energia solar incidente sobre o planeta. No entanto, apenas a radiação solar não é capaz de manter o padrão climático terrestre. A média global de radiação solar que alcança a Terra é de 340 W m^{-2} , dos quais, o ar, as nuvens e a superfície terrestre refletem 30%. A poeira atmosférica, a camada de ozônio, o vapor d'água e as nuvens absorvem 23%, enquanto os 47% restantes são absorvidos pela superfície terrestre (WILD et al., 2013). A lei de Wien afirma que o pico de radiação eletromagnética de um corpo é inversamente proporcional à sua temperatura. Como a temperatura na superfície do sol é extremamente elevada, aproximadamente 5.730°C , a radiação que atinge o topo da atmosfera é predominantemente composta por radiação de comprimento de onda curto, na faixa do ultravioleta, infravermelho próximo e luz visível (MITCHELL, 1989).

A radiação absorvida pela superfície terrestre é reemitida para o espaço na forma de radiação infravermelha longínqua (comprimento de onda longo). Alguns gases presentes na atmosfera são transparentes às ondas curtas emitidas pelo sol, contudo, são opacos para ondas longas, permitindo que a energia que, originalmente, seria emitida para o espaço seja reabsorvida e emitida novamente para a superfície, gerando calor. Devido à presença destes gases, a temperatura média global é, aproximadamente, 15°C (MITCHELL, 1989). A absorção da radiação eletromagnética aumenta os movimentos vibracionais e rotacionais das moléculas dos gases, que por sua vez passam a emitir radiação infravermelha e produzir calor. Este fenômeno é o efeito estufa natural da Terra e na ausência desses gases na atmosfera a temperatura média global terrestre seria de -18°C (MITCHELL, 1989).

O nitrogênio (N_2) e oxigênio (O_2) representam aproximadamente, 78% e 21%, respectivamente, da composição gasosa atmosférica e são gases inertes para o aquecimento da superfície terrestre. Os gases que interagem com a radiação infravermelha são chamados de gases de efeito estufa (GEE), e estão em concentração traço na atmosfera. Destacam-se o gás carbônico (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O). A presença e dinâmica destes gases na atmosfera são essenciais para o aquecimento natural da Terra. Contudo, nos últimos anos as concentrações destes gases na atmosfera vêm aumentando, concomitantemente, com a elevação da temperatura. Com isso, acredita-se que, devido à atividade antropogênica no planeta, o aumento no lançamento de GEE na atmosfera, principalmente, após a revolução industrial, vem exacerbando o efeito estufa natural e promovendo o aquecimento global.

Cada GEE apresenta uma faixa específica de interação no espectro eletromagnético, na qual a absorção da radiação é mais acentuada (MITCHELL, 1989). O vapor d'água é o GEE mais importante e abundante na atmosfera, seguido pelo CO_2 . Ambos têm uma ampla faixa de no espectro eletromagnético, e atuam tão fortemente nesses comprimentos, que outros gases absorvendo radiação nesses mesmos comprimentos de onda contribuem pouco para o efeito estufa. No entanto, a absorção do vapor d'água e CO_2 não é significativa entre 8 e 12 μm . Essa faixa é chamada de “janela atmosférica”, outros GEE, incluindo N_2O e CH_4 , têm picos de absorção exatamente nesta faixa, ou próximo a ela. Contribuindo fortemente para o aquecimento da superfície mesmo apresentando baixa concentração na atmosfera (WANG et al., 1976).

O ciclo do vapor d'água é extremamente dinâmico e sua concentração é pouco alterada pela ação antropogênica, no entanto, o mesmo não se aplica aos outros GEE; a concentração desses vem sendo alterada, consideravelmente, pela atividade antropogênica. Desde a era pré-industrial, impulsionado pelo crescimento populacional e econômico, as

emissões antropogênicas de GEE vêm crescendo e são atualmente as maiores da história. A concentração de gases na atmosfera começou a ser monitorada na década de 1950. O conhecimento da concentração gasosa atmosférica antes desse período foi obtido a partir de medições realizadas em amostras de ar aprisionadas, que são extraídas do núcleo de geleiras ou neve “Firn”. Estima-se que a concentração de CO₂ na atmosfera em 1750 era de 279 ppm, em 2017 atingiu, aproximadamente, 405 ppm devido, principalmente, à queima de combustíveis fósseis e biomassa (desmatamento), representando um aumento de 46%. Entre 1750 e 2011, a concentração de CH₄ aumentou de 722 ppb para 1859 ppb, um aumento de 157%. No mesmo período, a concentração de N₂O da atmosfera aumentou 22%, de 270 ppb para 329 ppb (WMO, 2018). Segundo a métrica utilizada pelo Painel Intergovernamental Sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2013), que quantifica como a emissão de cada gás contribui para as mudanças climáticas, considerando um horizonte temporal de 100 anos e a meia-vida de cada gás, CH₄ e N₂O apresentam um potencial de aquecimento global (PAG) 25 e 298 vezes maior que o CO₂, respectivamente, apesar da baixa concentração na atmosfera. De 1951 a 2010 a contribuição estimada dos GEE com o aumento no aquecimento da superfície terrestre foi de 0,6 °C (IPCC, 2014).

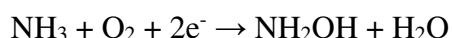
2.2 A Agropecuária e os GEE

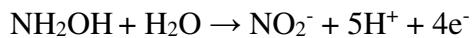
A atividade agropecuária contribui fortemente às emissões de gases de efeito estufa (GEE). No mundo, em 2010 as emissões de GEE da agropecuária foram estimadas em 5,2-5,8 Pg CO₂eq, representando 10-12% das emissões antropogênicas globais (TUBIELLO et al., 2013). Na agropecuária, a fermentação entérica de ruminantes (produção de CH₄) representa 32-40% das emissões da agropecuária, categoria que mais contribui para a emissão de GEE. O N₂O produzido na deposição de dejetos de animais em pastagens e na aplicação de fertilizantes minerais representa 15% e 12% do total de emissões do setor, respectivamente (TUBIELLO et al., 2013). No Brasil, em 2015, a emissão antropogênica de GEE foi estimada em 1,40 Pg CO₂eq, dos quais a agropecuária emitiu 32% (MCTIC, 2017). No Brasil, das emissões oriundas da agropecuária, o subsetor que mais contribui é a fermentação entérica de ruminantes com 57%, representando 86% das emissões de CH₄ da agricultura e, aproximadamente, 18% das emissões totais do Brasil. Além disso, a deposição de excretas de animais em pastejo responde por, aproximadamente, 50% das emissões diretas de N₂O das emissões dos solos agrícolas. A aplicação de fertilizantes nitrogenados é responsável por, aproximadamente, 15% das emissões diretas de N₂O e 30% das indiretas, que são aquelas volatilizadas como NH₃ e NO_x e, posteriormente, são depositadas no solo (MCTIC, 2017).

2.3 Produção de Óxido Nitroso

Os principais processos que podem levar às perdas de N-N₂O em solos manejados são a nitrificação e a desnitrificação microbiológica (BARNARD et al., 2005). No entanto, essa descrição é uma simplificação, pois o metabolismo microbiano possui ampla gama de processos que podem levar a formação de N₂O (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013), tais como: quimiodesnitrificação, assimilação de NO₃⁻ pelas plantas, redução dissimilatória de NO₃⁻ a NH₄⁺, codesnitrificação, nitrificação-desnitrificação acoplada, nitrificação heterotrófica e autotrófica, e desnitrificação via nitrificação.

A nitrificação autotrófica é um processo de duas etapas, a primeira etapa é chamada de nitritação, realizado por bactérias quimiolitoautotróficas do gênero *Nitrosomonas*, consiste na oxidação biológica de amônio (NH₄⁺) ou NH₃ em nitrito (NO₂⁻), da seguinte forma:





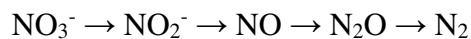
A segunda etapa é chamada de nitratação, realizada por bactérias do gênero *Nitrobacter*, e consiste na oxidação do NO_2^- a NO_3^- , da seguinte maneira:



A nitrificação autotrófica consome ATP e gera poder redutor, com a formação de NADH. Na nitrificação heterotrófica o NH_3^+ ou o N reduzido de compostos orgânicos é oxidado a NH_2OH , NO_2^- e NO_3^- enquanto compostos orgânicos são usados como fonte de C e energia no metabolismo heterotrófico, diferentemente da nitrificação autotrófica a oxidação na nitrificação heterotrófica não está ligada à conservação de energia.

A formação de N_2O na nitrificação ocorre quando há a decomposição química da NH_2OH tendo NO como precursor. O N_2O também pode ser produzido por um processo chamado desnitrificação via nitrificação. Em condições de alto teor de N e baixa concentração de C orgânico e baixa pressão de O_2 , a concentração de NO_2^- poderia atingir níveis tóxicos. Alternativamente, as bactérias nitrificadoras realizam uma reação de redução utilizando NO_2^- como acceptor final de elétrons, prevenindo o acúmulo de NO_2^- (POTH & FOCHT, 1985).

A desnitrificação é outro processo chave na formação de N_2O nos solos realizado por bactérias aeróbicas facultativas, que são capazes de reduzir óxidos de N quando o O_2 é limitante. Este processo pode ser definido como processo respiratório em que compostos de N são reduzidos, servindo de aceitores finais na cadeia de transporte de elétrons, segundo a equação:



Embora o N_2O possa ser produzido por diversos processos, a nitrificação e a desnitrificação são os principais produtores de N_2O (BARNARD et al., 2005). A importância da nitrificação heterotrófica vem sendo demonstrada principalmente em solos ácidos (ZHANG et al., 2015). As taxas de nitrificação são controladas pela concentração de NH_4^+ e disponibilidade de O_2 , fatores que também controlam a desnitrificação. A disponibilidade de carbono facilmente decomponível e a concentração de NO_3^- , são responsáveis pela regulação das taxas de desnitrificação.

No solo, a emissão de N_2O é resultante de uma complexa interação entre as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo e fatores climáticos (temperatura, precipitação) (FIRESTONE & DAVIDSON, 1989). Por exemplo, o aumento de pH favorece a emissão de N_2O na nitrificação, mas desfavorece na desnitrificação. A estrutura e agregação do solo influenciam diretamente na capacidade de armazenamento de água no solo, sendo assim, exerce influência nas emissões por limitar ou não o O_2 (TAN et al., 2009). Em condições de maior saturação do espaço poroso, até 80%, a desnitrificação é dominante, contudo, quando há aumento da pressão parcial de oxigênio o processo mais importante na formação de N_2O é a nitrificação (LINN & DORAN, 1984). Em resumo, além dos teores de NH_4^+ e NO_3^- , as propriedades do solo como pH, teor de matéria orgânica facilmente oxidável, capacidade de retenção de água (aeração/umidade) e temperatura exercem influência nas emissões de N_2O (DOBBIE & SMITH et al., 2003).

Frente à problemática das mudanças climáticas, a relevância do N_2O como agente do aquecimento global e como a agricultura contribui para o aumento de sua concentração na atmosfera, espera-se que ações mitigadoras devam ser propostas para o setor agropecuário. Porém, como a formação e emissão de N_2O no solo é resultante da complexa interação entre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo com os controladores das reações produtoras de N_2O , existe grande variação nas estimativas de emissões de N_2O mesmo em

condições ambientais semelhantes (MATHIEU et al., 2006) dificultando a proposição de estratégias eficazes. Dessa forma, antes da escolha de qualquer medida mitigadora, para esta ser eficaz, é imprescindível o prévio entendimento de quais são fatores que influenciam nas variáveis das reações produtoras de N₂O e o grau de influência de cada fator na produção de N₂O em diferentes condições.

As emissões de N₂O das excretas de bovinos são fortemente ligadas ao conteúdo de N ingerido na dieta. Em dietas com alta ingestão de N, mais da metade no N excretado ocorre via urina (MOSIER et al., 1998) portanto, a possibilidade de perdas via emissão de N₂O é maior. Estima-se que nas fezes entre 0,1% e 0,7% do N é perdido como N₂O. Na urina, o FE está entre 0,1% e 3,8% (OENEMA et al., 1997). Flessa et al. (1996) observaram FE, aproximadamente, 8 vezes maior na urina que nas fezes. Devido ao número reduzido de trabalhos e a atual impossibilidade de se obter uma resposta conclusiva, alguns resultados apontam que o valor default do IPCC não é adequado e superestima as emissões da pecuária nacional (LESSA et al., 2014).

Sordi et al. (2013), na região subtropical do Brasil, monitoraram as emissões de N₂O das fezes e urina de vacas leiteiras mantidas a pasto e suplementadas com concentrado, observaram FE médio de 0,23% para urina e 0,10% para as fezes. Em condição semelhante de manejo no Cerrado, Lessa et al. (2014) também trabalharam com vacas leiteiras e observaram FE médio de 0,97% para urina e 0,07% para fezes. Barneze et al. (2014) mediram as emissões de N₂O da urina de novilhas Nelore em pasto de *Brachiaria decumbens* suplementadas com sal mineral em Piracicaba - SP e observaram FE de 0,20%. Utilizando a mesma raça e o mesmo manejo em Rondônia, Mazzetto et al. (2014a) observaram FE médio de 0,23% para urina. Em contraste com esses resultados, o FE médio para urina encontrado em Seropédica - RJ foi de 3,56% (CARDOSO et al., 2016).

Os resultados também indicam que a estação do ano exerce grande influência nas emissões de N₂O das excretas. Na época de maior precipitação, Lessa et al. (2014) observaram FE de 1,93% e 0,14%, para urina e fezes, respectivamente. Na época seca, só foi possível observar pico de emissão de N₂O após a simulação de chuva; o FE da urina foi de 0,01% e as emissões do N₂O das fezes foram insignificantes. Sordi et al. (2013) observaram que FE para urina passou de 0,15% no inverno, para 0,31% no verão. Também estudando a emissão de N₂O da urina Mazzetto et al. (2014) observaram FE de 0,38% e 0,08%, verão e inverno, respectivamente. A precipitação eleva a saturação de água nos poros do solo, fator chave para a atividade biológica e aumento das emissões de N₂O. Embora as duas reações possam ocorrer simultaneamente no solo, a nitrificação é favorecida até 60% do espaço poroso preenchido por água (EPPA) e a desnitrificação é a principal fonte de N₂O quando o EPPA é maior que 60 - 70% (LINN & DORAN, 1984; RUSER et al., 2006).

O FE utilizado para excretas pelo IPCC é de 2%, e não faz distinção entre urina e fezes. Alguns trabalhos internacionais indicam que a desagregação do FE seria o mais adequado (FLESSA et al., 1996). Na Inglaterra, Yamulki et al. (1998) observaram FE de 0,19% e 0,56%, para fezes e urina, respectivamente. Na Nova Zelândia, Van der Weerden et al. (2011) desenvolveram trabalho em três regiões distintas do país, os resultados fundamentam que deve haver um FE específico para urina e outro para fezes. Nas fezes há predomínio das formas orgânicas de N, formas menos lábeis, que precisam sofrer reações de aminização e amonificação antes de estarem suscetíveis às reações produtoras de N₂O. Na urina, predomina a ureia (70-90%), forma lábil que é facilmente hidrolisada a NH₄⁺ no solo (HAYNES & WILLIAMS, 1993). Além disso, o alto teor de C nas fezes pode ser um fator que contribui para a desnitrificação ocorrer completamente e o N₂O ser reduzido a N₂ (YAMULKI et al., 1998).

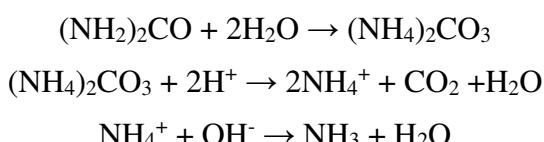
2.4 Volatilização de Amônia

A perda de N devido à volatilização de NH₃ resulta em ônus financeiro e ambiental. Na atmosfera a NH₃ pode reagir com ácidos e formar sais de NH₄, ou com hidróxidos, e formar óxidos de N e a deposição desses compostos no solo pode causar a acidificação e eutrofização de ecossistemas naturais. Além disso, a NH₃ é considerada uma fonte indireta de N₂O, pois a NH₃ volatilizada, que posteriormente é depositada na superfície do solo, dissolvida na água da chuva ou ligada a partículas, torna-se suscetível às reações de nitrificação e desnitrificação. Qualquer fonte, excreta ou fertilizante que produza NH₄⁺ está suscetível a perda de N via volatilização de NH₃.

Apesar da grande preocupação com as emissões de N₂O, a maior fonte de perda de N na agricultura acontece via volatilização da NH₃. Enquanto no mundo estima-se que 4,1 Tg N ano⁻¹ são perdidos via emissão de N₂O, as perdas devido à volatilização de NH₃ somam 30,4 Tg N ano⁻¹ (IPCC, 2013). Em função das condições de clima e solo, o percentual de perda pode atingir 64% do N aplicado (FAO, 2017). Estima-se que a perda média de N via volatilização de NH₃ em 2017 foi de 18% do N aplicado como N fertilizante, equivalente a 20,5 Tg de N (PAN et al., 2016). Revisão realizada por Cai & Akiyama (2016) mostrou que nas fezes bovinas a perda foi de 1,69% do N, enquanto na urina, chegou a 12,4%. O IPCC (2006) sugere que um FE default de 20% para perdas de N via volatilização de NH₃ e NO_x para excretas e 10% para fertilizantes.

A ampla variação na taxa de volatilização de NH₃ é plausível, visto que fatores edafoclimáticos como temperatura, pH, CTC e umidade controlam sua dinâmica e é um processo complexo que envolve fatores físicos, químicos e biológicos (CAMERON et al., 2013). Por conseguinte, é natural que exista variação na volatilização de NH₃ entre ambientes com tipos de solo e condições climáticas distintas. A volatilização oriunda do N-fertilizante pode ser reduzida com a utilização de técnicas de manejo. Pan et al. (2016) observaram amplitude entre 0,9% e 64% na volatilização de NH₃, os menores valores foram observados quando a aplicação ocorreu em subsuperfície, houve irrigação após a fertilização, utilização de compostos como pirita, zeólita e ácidos orgânicos e não foram utilizados fertilizantes à base de ureia.

Para as excretas de animais depositadas no pastojo, a mitigação está associada à ingestão de N na dieta dos animais. Quando os animais são alimentados com altos teores de N na dieta, a concentração de N na urina tem um crescimento acentuado, enquanto os teores de N nas fezes mantêm-se praticamente estáveis (DIJKSTRA et al., 2013). Na urina, a forma predominante de N é a ureia. Quando a urina é depositada no solo, a enzima urease catalisa a hidrólise da ureia formando carbonato de amônio, molécula altamente instável que se decompõe em CO₂, OH⁻, NH₄⁺ e NH₃ segundo as reações:



Nas fezes predominam formas orgânicas de N, que são mais recalcitrantes, logo é observada uma diferença marcante na volatilização de NH₃ entre urina e fezes, sendo a urina a principal fonte de perda (CAI & AIYAMA, 2016).

No Brasil, a maioria dos animais é manejada em condições de baixa disponibilidade de N na dieta. Lessa et al. (2014), em estudo desenvolvido no Cerrado com animais em pastagens de braquiária suplementados com soja e milho, observaram que 3,4% e 22,2% do N nas fezes e urina, respectivamente, foram perdidos devido a volatilização de NH₃. Na

Dinamarca, Petersen et al. (1998) estudaram a volatilização de NH₃ em sistemas fertilizados com N e consorciados com leguminosa, com baixa e alta ingestão de N, e observaram que a volatilização de NH₃ oscilou entre 3% e 52%. A maior ingestão de N aumentou, significativamente, os teores de N na urina e a volatilização de NH₃.

2.5 Panorama Agropecuário Brasileiro e Mitigação

No Brasil, historicamente, a pecuária foi pioneira no processo de expansão da fronteira agrícola, caracterizando-se pela ocupação de grandes áreas e baixa aplicação de insumos. Principalmente na região da Amazônia, após a retirada da vegetação natural, a pastagem era implantada e utilizada até os recursos do solo não serem suficientes para manter a produtividade. Como não havia correção do solo, tampouco aplicação de fertilizantes, a área era abandonada e a produção mantinha-se à custa da incorporação de novas áreas. No Cerrado e Mata Atlântica, após o desmatamento, geralmente as áreas eram corrigidas com calcário e fósforo e fertilizadas com potássio. Era implantada uma cultura de grãos, e após a colheita ocorria o estabelecimento da braquiária.

Na pecuária extensiva, mesmo com baixo grau de aplicação de tecnologia, é possível obter produtividades relativamente satisfatórias, fato que não ocorre com a produção de grãos, por exemplo. Ainda hoje, a aplicação de tecnologia no setor ainda é limitada. Além disso, geralmente, as áreas destinadas à pecuária são constituídas de solos intemperizados, ácidos e de baixa fertilidade natural, que demandam correção e fertilização. Associado a esse cenário, o superpastejo e a escolha da planta forrageira não adaptada às condições edafoclimáticas contribuíram para o aumento da área com pastagens degradadas. Não há consenso científico quanto à extensão da área de pastagem degradada no Brasil. Em virtude do processo de degradação ocorrer de forma gradativa, existe uma dificuldade em definir claramente o que seria um pasto degradado, ou em processo de degradação. Estimativas apontam que pelo menos 40% das pastagens brasileiras apresenta algum grau de degradação, isso equivale a, aproximadamente, 70 Mha (LAPIG/UFG, 2019).

Atualmente, o Brasil possui o maior rebanho comercial de bovinos do mundo com aproximadamente 214 milhões de cabeças (IBGE, 2018), é o maior exportador de carne bovina do mundo (ABIEC, 2019). Contudo, a alta produção da pecuária brasileira deve-se à ampla extensão territorial utilizada. Estima-se que, aproximadamente, 173 Mha do território nacional são ocupados com pastagens (IBGE, 2017). A produção pecuária no Brasil é extensiva, caracterizada pela praticidade e baixo custo, é o sistema mais econômico para a produção de carne. Quando comparado com países como Austrália e Estados Unidos, onde predominam sistemas intensivos de produção, o custo de produção da carne brasileira é estimado como sendo 60% e 50% menor, respectivamente (FERRAZ & FELÍCIO, 2010). Ainda que nos últimos anos o perfil da pecuária venha se modificando (MARTHA JR et al., 2012), apesar de aumentos em produtividade, a produtividade brasileira ainda é baixa.

A população mundial vem crescendo, projeções apontam que em 2050 pode alcançar 9,7 bilhões de habitantes, o que irá aumentar a demanda por alimentos. Além disso, haverá maior urbanização e mudança no hábito alimentar (ONU, 2011), elevando ainda mais a demanda de leite e carne. Estimativas apontam que, em 2050, o mundo deverá produzir 487 e 970 milhões de toneladas de carne e leite, respectivamente (ALEXANDRATOS & BRUINSMA, 2012). No mesmo tempo ao aumento da demanda por comida existe a preocupação com o impacto antropogênico causado no ambiente. Nesse contexto, o aumento da produção deve ocorrer de maneira sustentável com o menor impacto possível.

Frente a essa necessidade, a bovinocultura brasileira tem potencial para aumentar sua produção recuperando áreas de pastagens degradadas e intensificando o sistema de produção,

alcançando o aumento da produtividade, dessa forma, aumentando a produção sem causar impacto ainda maior com a mudança de uso da terra. Atendendo a um dos objetivos de desenvolvimento sustentável das Nações Unidas.

As emissões de CH₄ entérico e N₂O da urina e fezes depositadas no solo na produção pecuária brasileira são elevadas, visto que os animais permanecem longo tempo no pasto se alimentando de pastagens de baixo valor nutritivo. Em sistemas de produção mais intensificados, as emissões de GEE por área ou animal são elevadas, contudo, quando contabilizadas as emissões de GEE por kg de produto, as emissões se diluem, e são consideravelmente menores, tanto para produção de carne quanto leite (CARDOSO et al., 2016a; GERSSEN-GONDELACH et al., 2017). No entanto, a intensificação do sistema produtivo requer maior capital de investimento, que apenas será adotado se os lucros superarem o valor investido. Nesse âmbito, o manejo adequado da pastagem e o aumento da qualidade nutricional do pasto são alternativas para o aumento da produtividade, pois requerem menor capital de investimento.

A fertilização nitrogenada raramente é utilizada na pecuária tradicional, porém o N é um elemento essencial e sua deficiência limita o crescimento das plantas. Dessa forma, a fertilização nitrogenada pode proporcionar maior vigor da pastagem e melhor qualidade nutricional da forrageira. Além disso, a reposição de N no solo é fundamental para o balanço positivo de N do sistema solo-planta-animal (BODDEY et al., 2004). Ademais, a fertilização nitrogenada associada com boas práticas de manejo pode proporcionar o aumento do estoque de C no solo (TARRÉ et al., 2001; SANTOS et al., 2019). Braz et al. (2013) compararam o estoque de C da mata nativa de diferentes sítios no Cerrado com pastagens degradadas e produtivas estabelecidas a pelo menos 20 anos, e observaram que nas pastagens produtivas o acúmulo, em média, foi de 5,7 Mg ha⁻¹ nos primeiros 30 cm de solo, enquanto na pastagem degradada a média foi 0,75 Mg ha⁻¹.

A produção de fertilizante nitrogenado necessita de grande quantidade de energia, proveniente da queima de combustível fóssil. Estima-se que a síntese, processamento, transporte e aplicação de 1 kg de N emitem 4,5 kg de CO₂eq (ROBERTSON & GRACE, 2004). Outro ônus ambiental ocorre após a aplicação no solo, devido às reações de nitrificação e desnitrificação, as perdas via emissão de N₂O podem chegar a 1% (IPCC, 2006). Portanto, ainda que a utilização de fertilizantes nitrogenados seja uma estratégia de mitigação, é uma atividade com grande impacto nas emissões de GEE. Uma alternativa com potencial para substituir os fertilizantes nitrogenados é a consorciação de pastagens com leguminosas forrageiras, que adicionam N ao sistema via fixação biológica de N₂ (FBN). Pastagens consorciadas com leguminosas possuem maior teor de N total, consequentemente, maior qualidade nutricional, possibilitando produções equivalentes a pastagens fertilizadas com N em ambiente tropical (BARCELLOS et al., 2008). Além disso, contribuem de maneira mais acentuada para o acúmulo de C no solo (TARRÉ et al., 2001).

Contudo, a introdução da leguminosa no sistema pode implicar na mudança da dinâmica da ciclagem de N aumentando a mineralização da matéria orgânica (CANTARUTTI et al., 2002). Maiores teores de N-mineral disponível no solo podem elevar as emissões de N₂O das pastagens consorciadas, dessa forma, reduziria o efeito mitigador da utilização das leguminosas. Essas emissões são chamadas de emissões de “background”, são definidas como as emissões residuais do solo, ou seja, aquelas que ocorrem sem a aplicação de fertilizante de qualquer natureza, ou da deposição de excretas. Outro questionamento é a partição do N das excretas dos animais. O aumento na ingestão de N afeta especialmente a excreção de N-urinário, que está em formas mais susceptíveis a perdas que o N-fecal (DIJKSTRA et al., 2013). Isso pode gerar fatores de emissão (FE) para excretas diferentes

entre pastagens consorciadas e pastagens exclusivas de gramínea conforme explicado anteriormente.

A pecuária brasileira é difundida ao longo de todo território. A Região Centro-oeste possui a maior concentração do rebanho nacional, 34,58%, seguido pelo Norte, 22,77%, a Região Sudeste conta com 17,38%, seguido por Nordeste e Sul, 13,04% e 12,23%, respectivamente (IBGE, 2018). Devido ao regime climático contrastante, é necessário encontrar leguminosas adaptadas para as condições edafoclimáticas de cada região. Existem várias opções de leguminosa com potencial para serem utilizadas em consórcios (BARCELLOS et al., 2008). Apesar disso, ainda não há uma ampla adoção dos consórcios. Uma das justificativas seria a baixa persistência da leguminosa. Entretanto, uma leguminosa promissora é o amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*), que devido a sua capacidade de propagação vegetativa para a qual o manejo vem sendo estudado, permite aprimorar a persistência do consórcio (HERNANDEZ et al., 1995; TAMELE et al., 2017).

Para alcançar as metas que foram instituídas na COP15, no âmbito nacional foi instituído o Plano de Agricultura de Baixo Carbono (Plano ABC) estruturado em seis ações: recuperação de pastagens degradadas; integração lavoura - pecuária - floresta; sistema de plantio direto; fixação biológica de nitrogênio; florestas plantadas; e tratamento de resíduos animais. A introdução de leguminosas forrageiras se enquadra em pelo menos duas: a recuperação de pastagens degradadas e a fixação biológica de nitrogênio.

Frente a esse quadro, há a necessidade do desenvolvimento de pesquisas que possam esclarecer como a introdução de leguminosa em sistema consorciado de pastagem influenciará na produção de leite, ciclagem de N, concentração de N nas excretas e emissões de GEE.

4 CAPÍTULO I

**AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO E QUALIDADE DO LEITE EM PASTAGENS DE
BRACHIARIA BRIZANTHA CV. MARANDÚ FERTILIZADA COM NITROGÊNIO
MINERAL EM COMPARAÇÃO À CONSORCIADA COM AMENDOIM
FORRAGEIRO (*ARACHIS PINTOI* CV. BELOMONTE)**

4.1 RESUMO

A introdução de leguminosas forrageiras em pastagens de gramíneas tem potencial para diminuir as emissões de GEE. O N oriundo da FBN reduz a dependência por fertilizantes minerais trazendo assim ganhos financeiros e ambientais. Apesar do potencial, pouco se sabe sobre a resposta da produção e qualidade do leite à introdução de leguminosas em pastagens consorciadas. O objetivo do trabalho foi comparar a produção e os parâmetros de qualidade (gordura, proteína, lactose, extrato seco [ES], extrato seco desengordurado [ESD], ureia) e o perfil de alguns ácidos graxos do leite produzido de pastagens de capim Marandú (*Brachiaria brizantha* cv. Marandú) fertilizadas com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ e consorciadas com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* cv. Belomonte). O estudo foi desenvolvido na Estação Experimental do Extremo Sul da Bahia (ESSUL) pertencente à Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC) em Itabela – BA. A região pertence ao bioma Mata Atlântica e está situada a 130 m de altitude, com precipitação anual acumulada de 1300 mm. O delineamento experimental foi blocos casualizados com 3 repetições de 2 tratamentos, capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Bb+N), e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar). Cada parcela foi composta por 6 piquetes, o sistema de pastejo foi rotacionado com 6 dias de ocupação e 30 dias de descanso. A produção de leite foi avaliada por 2 anos e a qualidade e os ácidos graxos do leite avaliados 4 vezes ao longo de 1 ano. O regime climático influenciou na produção de leite. As épocas de maior precipitação proporcionaram maior oferta de forragem com melhor qualidade nutricional que refletiu na produção de leite. A produção por ciclo (84 dias) variou entre 255 e 658 kg leite ha⁻¹. A produção de leite diferiu entre os tratamentos. Em média Bb+Ar produziu 512 kg leite ha⁻¹ enquanto Bb+N produziu 477 kg leite ha⁻¹. A avaliação de δ¹³C das fezes mostrou que o consumo de amendoim representou 13 % da dieta dos animais. O acesso dos animais ao tratamento Bb+Ar resultou em maior consumo de matéria seca que pode explicar a maior produção de leite. Os parâmetros de qualidade do leite foram similares entre os tratamentos, no entanto, a sazonalidade forrageira influenciou nos teores de gordura, proteína e ES com menores valores nas épocas de menor oferta de forragem. O tratamento Bb+N elevou os teores de C18:3n-3 (ácido alfa linôlenico) no leite, este ácido graxo é precursor do C18:1t11(ácido transvacênico). No entanto não foi possível estabelecer uma relação entre os dois. O aumento nos teores de ácido alfa linôlenico no leite pode estar relacionado aos teores desse ácido no amendoim. A produção e qualidade do leite foram afetadas pelas épocas do ano. A introdução de *Arachis pintoi* cv. Belomonte aumentou a produção de leite, no entanto, os parâmetros de qualidade não foram modificados em comparação à fertilização nitrogenada.

Palavras chave: Pastagem consorciada. FBN. Qualidade do leite. Produção Leiteira.

4.2 ABSTRACT

The introduction of forage legumes in grass pastures has the potential to reduce GHG emissions. The N derived from FBN reduces dependence on mineral fertilizers, thus bringing financial and environmental gains. Despite the potential, little is known about the response of milk production and quality to the introduction of legumes in mixed pastures. The objective of the work was to compare production and quality parameters (fat, protein, lactose, dry extract [DE], defatted dry extract [DDE], urea) and the profile of some fatty acids of milk produced in Marandu grass pastures (*Brachiaria brizantha* cv. Marandu) fertilized with 120 kg N ha⁻¹ year⁻¹ and mixed with forage peanut (*Arachis pintoi* cv. Belomonte). The study was developed at the Experimental Station of the Extreme South of Bahia (ESSUL) belonging to the Executive Committee of the Plan of the Cacao (CEPLAC) in Itabela - BA. The region belongs to the Atlantic Forest biome and is located at 130 m of altitude with annual accumulated precipitation of 1300 mm. The experimental design was randomized blocks with 3 replicates of 2 treatments, Marandú grass fertilized with 120 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (Bb + N) or intercropped with forage peanut (Bb + Ar). Each plot was composed of 6 paddocks, the grazing system was rotated with 6 days of occupation and 30 days of rest. Milk production was evaluated for 2 years and the quality and fatty acids were evaluated 4 times over the course of the 1 year. The climatic regime influenced milk production. The periods of greater precipitation provided a greater supply of forage with better nutritional quality, which was reflected in milk production. The production varied between 286 and 658 kg milk ha⁻¹ per grazing cycle. Milk production differed between treatments. On average Bb + Ar produced 512 kg milk ha⁻¹ while Bb + N 477 kg milk ha⁻¹ per cycle of 84 days. The δ13C evaluation of feces showed that forage peanut consumption represented 13% of the animals' diet. The access of animals from the Bb + Ar treatment to the forage peanut resulted in a higher consumption of dry matter, which may explain the higher milk production. The milk quality parameters were similar between treatments, however, forage seasonality influenced the levels of fat, protein and ES with lower values in times of lower forage supply. The Bb + N treatment increased the levels of C18: 3n-3 (linolenic acid) in milk, this fatty acid is a precursor to C18: 1t11 (vaccenic acid). However, it was not possible to establish a relationship between the two. The increase in the levels of linolenic acid in milk may be related to the levels of this acid in forage peanut. Milk production and quality were affected by the seasons, the introduction of *Arachis pintoi* cv. Belomonte increased milk production, however, the quality parameters were not changed compared with nitrogen fertilization.

Keywords: Mixed pasture. BNF. Milk quality. Milk production.

4.3 INTRODUÇÃO

As Projeções das Nações Unidas (ONU, 2011) apontam um aumento da população mundial. Em 2050 o número de habitantes na Terra pode chegar a 9,7 bilhões de pessoas, exigindo aumento da produção de alimentos para atender a demanda populacional. Ao mesmo tempo, cresce a preocupação com o impacto dos sistemas produtivos na natureza. Desde a criação do IPCC em 1988, as mudanças climáticas são um tema que vem recebendo cada vez mais atenção. Frente à problemática de aumentar a produção de alimentos e reduzir o impacto ambiental, são necessárias alternativas sustentáveis que visem à diminuição das emissões de gases de efeito estufa (GEE), e ao mesmo tempo mantenham altas produções.

A agropecuária é o setor que mais contribui com as emissões de GEE. No Brasil é um setor chave para ações mitigadoras. O Brasil é um dos maiores produtores mundiais de leite. Em 2018, a produção brasileira de leite foi de 30 bilhões de litros, contudo a produtividade nacional ainda é baixa (IBGE, 2018). Isto representa uma oportunidade para o setor, pois através da intensificação, é possível aumentar a produção sem a expansão de área e reduzir a emissão de GEE por kg de leite produzido (GERSSEN-GONDELACH et al., 2017). Em 2016, aproximadamente 20 milhões de vacas foram ordenhadas no Brasil (IBGE, 2018). A realidade da maioria dos produtores brasileiros de gado de corte é a produção baseada em pastagens extensivas de gramíneas tropicais. A produção de leite é mais intensificada, aproximadamente, 6 milhões de animais das vacas ordenhadas no Brasil estavam em uma área de até 50 ha (IBGE, 2017).

Uma opção de intensificação é a fertilização nitrogenada, visto que frequentemente é o nutriente que mais limita a produção. Sua deficiência, associado a elevadas taxas de lotação, pode levar à degradação da pastagem (BODDEY et al., 2004). Contudo, o uso de fertilizante nitrogenado representa alto custo financeiro para o produtor, além do custo ambiental em termos da energia fóssil utilizada para síntese, processamento, transporte e aplicação. Além disso, após a aplicação no solo, ainda pode ser fonte de GEE. Uma alternativa que pode gerar ganhos econômicos e ambientais é o consórcio entre gramíneas e leguminosas forrageiras. Através da associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, essas plantas captam o N atmosférico em um processo chamado de fixação biológica de nitrogênio (FBN), adicionando N ao sistema e dispensando a fertilização nitrogenada em pastagens consorciadas.

A introdução de leguminosas para a produção de leite já mostrou resultados positivos, no entanto, a maioria dos estudos foi desenvolvida utilizando silagem para alimentação animal. Poucos trabalhos estudaram o efeito da consorciação em pastagens, mas o potencial de pastagens consorciadas já foi demonstrado (RIBEIRO-FILHO et al., 2003; LUSCHER et al., 2014). Uma das razões para a baixa adoção das leguminosas em consórcio é a mudança no manejo da pastagem que se torna mais complexo, pois para o sucesso do consórcio fatores como a seletividade animal e a competição entre as espécies devem ser considerados. Do contrário, ocorre um baixo estabelecimento e persistência da leguminosa. Nesse sentido, vêm sendo desenvolvidos trabalhos com o objetivo de se apontar o melhor manejo entre o consórcio capim Marandú (*Brachiaria brizantha* cv. Marandú) e amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*), uma das leguminosas mais indicadas para clima tropical devido à sua reprodução vegetativa (HERNANDEZ et al., 1995; TAMELE et al., 2017; GOMES et al., 2018).

Incrementos na produção de leite foram observados por Gonzalez et al. (1996), quando o amendoim forrageiro foi introduzido nas pastagens. Além do aumento quantitativo, as leguminosas podem também representar um ganho qualitativo na produção (PHELAN et al.,

2015). O que seria mais uma vantagem da leguminosa, visto que a melhor qualidade do leite resulta em um valor maior de venda, por conseguinte, uma melhor remuneração ao produtor.

O objetivo do trabalho foi comparar a produção e qualidade do leite (gordura, proteína, lactose, extrato seco [ES], extrato seco desengordurado [ESD] e ureia) produzida por vacas em pastejo extensivo. Os tratamentos utilizados foram pastagens de capim Marandú (*Brachiaria brizantha* cv. Marandú) fertilizadas com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, e pastagens de capim Marandú consorciadas com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* cv. Belomonte) em sistema rotacionado de produção.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Localização, Histórico e Caracterização da Área Experimental

O experimento foi realizado na Estação Experimental de Zootecnia do Extremo Sul da Bahia (ESSUL) da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC), localizada no município de Itabela – BA ($16^{\circ} 66' S$; $39^{\circ} 50' O$, 128 m de altitude). A região encontra-se sob domínio do ecossistema Mata Atlântica e de acordo com a classificação de Köppen, o clima local é classificado como uma transição entre os tipos tropical úmido (Af) e clima de monção (Am), caracterizando-se pela ausência de estação seca e um inverno definido e ocorrência de precipitação significativa ao longo do ano. As maiores temperaturas do ano ocorrem de outubro a abril, enquanto os meses de junho, julho e agosto são os meses mais frios do ano. A média das temperaturas mínimas e máximas são, aproximadamente, 20 e 30 °C, respectivamente. A precipitação média anual é de, aproximadamente, 1300 mm, e ocorre predominantemente entre os meses de outubro e abril. O solo da área é classificado como Argissolo Amarelo Distrocoeso, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS, 2018), apresenta baixa fertilidade natural e acidez elevada, nos primeiros 20 cm de solo a textura é franco-arenosa. No início do experimento o solo apresentava as características químicas apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características químicas de um Argissolo Amarelo Distrocoeso, na estação de Zootecnia do Extremo Sul (ESSUL – CEPLAC). Pastagem degradada (Deg), capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar), capim Marandú fertilizado com nitrogênio (Bb+N), Itabela – BA.

Trat/Prof	C	N	Al	Ca	H+Al	Mg	K	P	pH
Deg	-----%-----			-----cmolc dm ⁻³ -----			---mg L ⁻¹ ---		
0-10 cm	1,17	0,10	0,06	1,58	4,82	0,47	32,26	2,78	5,44
10-20 cm	0,80	0,08	0,05	1,44	3,33	0,36	31,06	1,90	5,46
Bb+Ar									
0-10 cm	1,97	0,19	0,00	2,91	5,30	1,37	65,24	9,18	5,85
10-20 cm	1,16	0,12	0,05	1,89	5,48	0,75	67,31	5,34	5,58
Bb+N									
0-10 cm	1,78	0,15	0,00	2,91	4,98	1,16	62,40	10,46	5,93
10-20 cm	1,24	0,09	0,02	2,21	4,98	0,52	58,81	7,16	5,79

Metodologia: C – Walkley & Black; N – Kjeldahl; Al, H+Al – Titulação; Ca, Mg – absorção atômica; K – fotometria de chama; P – Colorimetria; pH – Potenciometria

A implantação da área experimental ocorreu em 1995, com o desmatamento, aração e gradagem da área. A correção e adubaçao do solo foram realizadas com 1200 kg ha^{-1} de calcário dolomítico e 80 kg ha^{-1} de P_2O_5 (fosfato supersimples). As espécies forrageiras implantadas foram: capim elefante cultivar Cameroon (*Pennisetum purpureum* cv. Cameroon) e capim Marandú (*Brachiaria brizantha* cv. Marandú). Em 2002, a área estabelecida com capim elefante foi substituída pelo consórcio entre o capim Marandú e amendoim forrageiro cultivar Belomonte (*Arachis pintoi* cv. Belomonte). Novamente, a área foi arada e gradeada, além disso, foi realizada uma subsolagem e uma correção do solo com a aplicação de 1200 kg ha^{-1} de calcário dolomítico e a adubaçao consistiu na aplicação de 80 kg ha^{-1} de P_2O_5 (fosfato supersimples) no momento do plantio. Para o plantio da braquiária foi utilizado o método de semeadura a lanço, para o amendoim, foram utilizados $200 \text{ kg de mudas ha}^{-1}$, o plantio

ocorreu em faixas com 4 m de espaçamento, cada faixa era constituída de 4 linhas de plantio com espaçamento de 0,50 m.

Atualmente, a dimensão total da área experimental é de 7,5 ha, composta por 48 piquetes de 1.560 m² cada, divididos em 4 blocos, cada bloco é constituído por 2 parcelas, cada parcela é formada por 6 piquetes. Cada bloco é formado por 2 tratamentos, capim Marandú fertilizada com nitrogênio (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar). O sistema de pastejo adotado foi o rotacionado, nos primeiros 4 meses foram 7 dias de ocupação e 35 dias de descanso. No decorrer da avaliação o sistema foi ajustado para 6 dias de ocupação e 30 dias de descanso. Para o ajuste de lotação foi considerado a oferta de forragem de material verde disponível. O cálculo foi realizado visando fornecer aos animais forragem correspondente a 4% do seu peso vivo em matéria seca por dia.

A adubação anual de P e K consistiu na aplicação única de 40 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (fosfato supersimples) e no parcelamento em duas aplicações de 50 kg ha⁻¹ de K₂O (cloreto de potássio) para ambos os tratamentos. Para a fertilização nitrogenada do tratamento Bb+N foi utilizado 120 kg de N ha⁻¹ na forma de ureia, parcelada em duas aplicações. Durante parte considerável do trabalho foram utilizadas duas vacas Girolanda mestiça por parcela com peso vivo variando entre 500 e 600 kg, em período de lactação. Quando a oferta de forragem excedia a demanda dos animais, novilhas da mesma raça eram incluídas nos piquetes para o ajuste de lotação.

Em decorrência de uma seca rigorosa ocorrida na região no ano de 2015, em um dos blocos, o estabelecimento do amendoim foi severamente afetado, e ainda há discrepância entre a oferta de amendoim neste bloco e os outros. Por conta disso, o experimento foi conduzido em 3 blocos. Áreas adjacentes aos 48 piquetes foram utilizadas para avaliar a emissão de GEE em condição de pastejo em pastagens degradadas (Deg), e comparar as emissões de N₂O entre os sistemas. As áreas foram desmatadas e 1995 quando receberam a mesma adubação de formação descrita acima e foram implantados pastagens de capim Marandú. Após a instalação, as áreas não foram utilizadas para experimentação, e apenas foi utilizada como área de apoio para alocação animal. No início do presente trabalho, na maior parte das áreas não havia cobertura vegetal, o capim Marandú era pouco presente e a área estava invadida por plantas espontâneas. O ajuste de lotação nessas áreas foi calculado em função do tamanho da área e do ajuste de lotação utilizada nos tratamentos Bb+Ar e Bb+N.

4.4.2 Oferta de Forragem

A avaliação da forragem em oferta foi realizada a cada 14 dias. As amostras foram retiradas dos piquetes a serem ocupados imediatamente quando ocorresse a próxima rotação dos animais. Na coleta foram utilizados quadrados de ferro de 1 m² com 10 cm de altura. O quadrado foi lançado ao acaso 6 vezes em cada piquete. A cada lançamento, toda a forragem no interior do quadrado foi cortada com o auxílio de um cutelo, na altura de 10 cm, acondicionada em sacos de rafia e em seguida levadas à sala de processamento de amostras da CEPLAC. Nos casos das parcelas consorciadas, as amostras foram separadas em capim e amendoim e pesadas, uma subamostra de amendoim foi retirada, pesada e levada para estufa. Nos tratamentos fertilizado e consorciado uma alíquota do capim, aproximadamente 2 kg, foi retirada e fracionada em material senescente, folha verde e colmo verde, em seguida, uma subamostra de cada fração foi retirada, pesada e levada à estufa a 65 °C até atingir peso constante, e pesada novamente. Posteriormente, as amostras foram moídas em moinho tipo Wiley, passadas em peneira de 1 mm e levadas ao Laboratório de Química Agrícola (LQA) da Embrapa Agrobiologia para análise de N total pelo método Kjeldahl (BREMNER, 1960).

4.4.3 Produção e Qualidade do Leite

Os animais foram distribuídos em ensaio de reversão duplo (*switchback*) com 3 períodos. Os animais passavam 28 dias consumindo uma mesma dieta, Bb+N ou Bb+Ar. Completado os 28 dias (1º período), os animais eram trocados de tratamento, ou seja, os animais que estavam na dieta Bb+N passavam para a dieta Bb+Ar e vice-versa, até completar mais um período de 28 dias (2º período) quando retornavam para as dietas originais do 1º período, e pastejavam por mais 28 dias (3º período). Três períodos consecutivos representam um ciclo de avaliação (84 dias). O avanço do período de lactação faz com que a produção leiteira diminua gradativamente, contudo a magnitude da redução é difícil de prever. Mesmo entre animais da mesma raça, e até com um mesmo animal em diferentes gestações (SAMPAIO, 2002). O ensaio de reversão tem como objetivo diminuir a queda natural de produção que poderia prejudicar a avaliação de um tratamento aplicado ao final da lactação. Para a análise estatística não foram utilizados os dados primários de produção e sim o contraste segundo a equação:

$$C = P_{B1} + (2xP_{AII}) + P_{BIII}$$

Onde, C representa o contraste, P_{B1} representa a produção leiteira da dieta B no primeiro período, P_{AII} representa a produção leiteira da dieta A no segundo período, e P_{BIII} representa a produção leiteira da dieta B no terceiro período. As amostragens para qualidade sempre foram realizadas nos 14 dias finais de pastejo. Quatro amostragens para qualidade do leite foram realizadas ao longo do ano.

A ordenha foi manual, uma vez por dia, entre 6 e 8 h da manhã, o leite de cada vaca foi pesado individualmente. Após a ordenha de cada vaca, o leite foi homogeneizado e uma amostra era retirada e armazenada em recipientes esterilizados contendo o conservante BRONOPOL® e mantidas em caixa isotérmica contendo gelo reciclável até o armazenamento em geladeira no laboratório da CEPLAC. Em seguida, as amostras foram alocadas em caixa isotérmica com gelos recicláveis e enviadas ao Laboratório de Qualidade do Leite (LQL) da Embrapa Gado de Leite. O tempo máximo entre coleta e envio foi de 2 dias. Gordura, proteína, lactose, extrato seco (ES), extrato seco desengordurado (ESD) e ureia foram avaliados pela técnica de espectrometria de absorção no infravermelho em espectrômetro com transformada de Fourier (Bentley Instruments, Bentley FTS, 85014). Os ácidos graxos foram quantificados via cromatografia gasosa em equipamento com detector de ionização de chama e coluna capilar de sílica fundida (modelo 7820-A, Agilent Technologies).

4.4.4 Produção Fecal

Nas avaliações de produção fecal foram usados 12 animais, 6 para cada tratamento. As avaliações da produção fecal foram realizadas com o dióxido de titânio (TiO_2) como marcador externo no período de 28 dias. Os primeiros 14 dias serviam de adaptação para a nova dieta, a partir do 15º dia de pastejo foi ministrado aos animais 10 g de TiO_2 por dia por animal até o 28º dia de pastejo. Os animais foram conduzidos ao brete onde receberam duas cápsulas confeccionadas em papel de 5 g TiO_2 cada. A aplicação das cápsulas ocorreu com o auxílio de duas mangueiras de diâmetros diferentes e as cápsulas eram acondicionadas na mangueira de diâmetro maior a qual era inserida na garganta do animal. Em seguida, a mangueira de diâmetro menor foi inserida na mangueira que continha as cápsulas e as aplicava para o interior do animal. Os primeiros 8 dias de aplicação de TiO_2 serviram de adaptação, a coleta de fezes para análise de TiO_2 ocorreram nos últimos 6 dias da aplicação do TiO_2 .

As fezes foram coletadas na hora da ordenha diretamente do reto do animal. As amostras foram secas em estufa de circulação forçada de ar à 65 °C e após a secagem a partir das amostras dos 6 dias foi produzida uma amostra composta por vaca. Estas amostras foram submetidas a duas moagens, em moinho tipo Wiley, a primeira, na peneira de 2 mm para análise de FDNi, na Universidade Federal de Lavras (UFLA). A segunda moagem foi na peneira de 1 mm para a análise de N total, no LQA na Embrapa Agrobiologia, pelo método Kjeldahl (BREMNER, 1960).

A concentração de TiO₂ foi avaliada no laboratório da UFLA, de acordo com procedimento descrito por Myers et al. (2004). Resumidamente, 0,5 g da amostra foi pesada, em duplicata, em tubos de ensaio. Posteriormente, foi adicionado um catalisador contendo 3,5 g de K₂SO₄ e 0,4 g de CuSO₄. Em seguida, 13 mL de H₂SO₄ foram adicionados a cada tubo, e as amostras foram digeridas a 420 °C por 2 horas. Após a digestão, os tubos foram deixados na temperatura ambiente para resfriamento por pelo menos 30 minutos.

A concentração de Ti foi avaliada utilizando a técnica colorimétrica conforme as modificações propostas por Titgemeyer et al. (2001). Um volume de 10 mL de H₂O₂ (30%) foi adicionado a cada tubo e deixado para resfriar por mais 30 minutos e em seguida foi utilizada água destilada para ajustar o peso dos tubos até atingir 100 g. A leitura foi realizada em 410 nm utilizando espectrofotômetro digital (Tecnal, espec-v-5000). As avaliações de produção fecal foram realizadas 4 vezes. A produção fecal (PF) diária foi calculada de acordo com a seguinte fórmula:

$$PF = \frac{Ti_{Diário}}{Ti_{Fecal}}$$

Onde, PF significa a produção fecal diária (kg dia⁻¹), Ti_{Diário} foi a quantidade de titânio ministrado por dia na forma de TiO₂ (g dia⁻¹) e Ti_{Fecal} a concentração de Ti (g kg⁻¹) analisada nas fezes.

4.4.5 Pastejo Simulado, Consumo, FDNi e Proporção da Leguminosa na Dieta

Nos mesmos dias em que ocorreram as coletas de fezes para avaliar a concentração de titânio, amostras da forragem consumidas pelos animais foram coletadas para análise de N total e fibra em detergente neutro indigestível (FDNi). Para a obtenção das amostras foi aplicada a técnica de pastejo simulado. Houve um período prévio de observação do comportamento animal em pastejo, isto é, a altura da forragem e a área e a parte da forragem que estava sendo selecionada e consumida. Após a identificação do tipo de material consumido, uma amostra de aproximadamente 500 g semelhante à forragem ingerida pelos animais foi coletada com o auxílio de um cutelo e acondicionada em saco de papel e levada a estufa de circulação forçada de ar a 65 °C até atingir peso constante. Nas parcelas consorciadas, as amostras de amendoim e braquiária foram coletadas separadamente. Com o intuito de evitar maiores variações entre as coletas, a amostragem foi feita por um único avaliador ao longo do período experimental.

A determinação da FDNi das amostras de pastejo simulado e das fezes foi realizada utilizando a técnica de Huhtanen et al. (1994). Uma amostra das fezes ou material vegetal de 0,8 g foi acondicionada em sacos de tecido não-tecido (TNT) e incubadas no rúmen por 288 horas. Após o término do período de incubação, os sacos foram lavados em água corrente até a obtenção do clareamento total e posteriormente foram levados à estufa de circulação forçada de ar a 55 °C por 72 h. Em seguida, foram tratados com solução de detergente neutro por 40 min em autoclave a 110 °C e aproximadamente 108 kPa (SENGER et al., 2008) e depois

lavados com água quente e acetona e levados a estufa por 12 h a 105 °C. Posteriormente, foram alocados em dessecador para equilíbrio da temperatura e pesados em seguida.

As análises da produção fecal diária obtida com o uso de TiO₂, e da proporção de FDNi da forragem e das fezes, permitiram estimar o consumo de matéria seca por dia, de acordo com a equação:

$$C = \frac{PF \times FDNi_{fezes}}{FDNi_{pastejo}}$$

Onde, C representa a ingestão de matéria seca por dia (kg MS dia⁻¹); FDNi_{fezes} a proporção de FDNi obtida nas fezes (%); e FDNi_{pastejo} a proporção de FDNi obtida com o pastejo simulado (%).

Nos animais do tratamento Bb+Ar, foi necessário estimar a proporção de leguminosa na forragem ingerida para realizar o cálculo correto de consumo. A proporção de amendoim ingerido pelos animais foi determinada com base na abundância de ¹³C nas fezes (JONES et al., 1979). As amostras de fezes foram coletadas, levadas a estufa de circulação forçada de ar a 65 °C até secagem completa, moídas em moinho tipo Wiley na malha de 1 mm e posteriormente foram submetidas a uma segunda moagem em um aparelho semelhante ao descrito por Arnold & Schepers (2004), afim de atingir uma granulometria mais fina e homogênea. Em seguida, alíquotas contendo entre 200 e 400 µg de C foram pesadas, acondicionadas em cápsulas de estanho e analisadas em um espectrômetro de massa automatizado de razão isotópica de fluxo contínuo constituído de um espectrômetro de massa Finnigan Delta V acoplado a saída de um analisador CN Carlo Erba EA 1108 (Finnigan MAT, Bremen, Alemanha) no “Laboratório de Isótopos Estáveis John Day” da Embrapa Agrobiologia. O cálculo da proporção de amendoim nas fezes foi realizado com base na equação de Coates et al. (1987):

$$\%Ar_{fezes} = \frac{(^{13}\delta_{Bb+Ar} - ^{13}\delta_{Bb+N})}{(^{13}\delta_{Ar} - ^{13}\delta_{Bb+N})}$$

Onde, ¹³δ_{Bb+Ar} é a abundância natural de ¹³C das fezes das vacas no tratamento Bb+Ar; ¹³δ_{Bb+N} o valor médio de abundância natural de ¹³C das fezes das vacas no tratamento Bb+N; e ¹³δ_{Ar} o valor de abundância natural de ¹³C do amendoim forrageiro colhido via pastejo simulado. O cálculo de consumo dos animais no Bb+Ar foi calculado da seguinte forma:

$$C = \frac{(PF \times FDNi_{fezes})}{(\%Ar_{fezes} \times FDNi_{Ar}) + (\%Bb_{fezes} \times FDNi_{Bb})}$$

Onde, C é o consumo animal (kg MS dia⁻¹), %Ar_{fezes} e %Bb_{fezes} são a proporção de amendoim forrageiro e braquiária nas fezes, respectivamente; e FDNi_{Ar} e FDNi_{Bb} a proporção de FDNi obtidas nas amostras de pastejo simulado de amendoim e braquiária, respectivamente. Desta maneira, foi possível calcular a quantidade de N excretado via fezes.

4.4.6 Análise Estatística

Os dados foram submetidos aos testes de normalidade dos resíduos (Shapiro-Wilk) e homogeneidade das variâncias (Bartlett). Para a análise de reversão foi utilizado o pacote Eeasyanova do software R (R Core Team, 2019). Quando os dados não atenderam aos pressupostos para a análise de variância, foram ajustados pela transformação logarítmica, e submetidos ao teste de comparação de médias LSD ao nível de significância de 5% com o programa R (R Core Team, 2019).

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A produção de leite foi monitorada por aproximadamente 2 anos, entre novembro de 2017 e outubro de 2019. A avaliação foi realizada utilizando o ensaio de reversão duplo (switchback) com 3 períodos e 2 tratamentos (Bb+Ar e Bb+N). Um período significa 28 dias de pastejo dentro de um mesmo tratamento, e um ciclo de avaliação corresponde a 3 períodos consecutivos (84 dias). No intervalo de tempo do experimento foi possível avaliar 8 ciclos de produção. A produção de leite variou conforme o ciclo de produção avaliado ($P<0,001$) e entre tratamentos ($P<0,05$). As maiores produções ocorreram nos ciclos 2 e 3 enquanto a menor produção foi registrada no ciclo 6 (Tabela 2). A resposta dos ciclos foi variável, nos ciclos 1, 5, 7 e 8 não ocorreu diferença estatística entre os tratamentos, ao passo que nos ciclos 2, 3 e 6, a produção de leite foi maior em Bb+Ar ($P<0,05$), situação que se inverteu no ciclo de avaliação 4 ($P<0,05$).

Tabela 2. Produção média de leite durante oito ciclos de avaliação de pastagens de capim Marandú fertilizado com N (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), Itabela – BA. Cada ciclo teve uma duração de 84 dias.

Ciclos	Período	Produção de leite (kg leite ha ⁻¹)		
		Bb+Ar	Bb+N	Média
1º	Nov/17 – Jan/18	516,0 ± 32,5	520,0 ± 28,7	518,0 ± 2,0 b
2º	Fev/18 – Abr/18	704,5 ± 22,9 A	611,1 ± 26,9 B	657,8 ± 46,6 a
3º	Mai/18 – Jul/18	694,1 ± 19,8 A	605,3 ± 37,2 B	649,7 ± 44,3 a
4º	Jul/18 – Set/18	458,5 ± 15,9 B	466,7 ± 18,1 A	462,6 ± 4,1 c
5º	Out/18 – Dez/18	399,9 ± 21,0	387,7 ± 17,2	393,8 ± 6,1 d
6º	Jan/19 – Mar/19	315,2 ± 53,0 A	255,8 ± 31,1 B	285,5 ± 29,6 e
7º	Abr/19 – Jul/19	439,4 ± 16,9	447,8 ± 22,6	443,6 ± 4,2 cd
8º	Ago/19 – Out/19	523,0 ± 26,6	465,4 ± 28,3	494,2 ± 28,7 bc
Média		512,5 ± 15,7 A	476,9 ± 14,0 B	494,7 ± 17,7

Letras maiúsculas diferentes nas linhas diferiram estatisticamente pelo teste LSD a 0,05 e compararam os tratamentos dentro de cada ciclo de avaliação

Letras minúsculas na coluna compararam a produção de leite entre ciclos, letras diferentes diferiram pelo teste LSD a 0,05

Existem dois fatores que podem ajudar a entender melhor a oscilação na produção leiteira. A sazonalidade da produção forrageira ao longo do ano sujeita a variação dos fatores climáticos (precipitação, temperatura, fotoperíodo). E também a utilização de diferentes animais ao longo do experimento, mesmo pertencendo à mesma raça, outros fatores como idade, estágio e duração da lactação também trazem variações. Deve-se destacar que cada ciclo de avaliação (três períodos consecutivos) foi avaliado com os mesmos animais em todos os períodos. Os animais só foram trocados quando um ciclo se encerrava e outro foi iniciado.

Nos dois primeiros ciclos de avaliação, em média, a oferta de forragem de braquiária foi igual a 2051 ± 87 kg MS ha⁻¹. O capim Marandú é uma gramínea tropical de ciclo fotossintético C4, e como tal possui crescimento ótimo ao redor dos 30 °C. Dessa forma, as temperaturas mais elevadas entre 22,2 e 30,3 °C (médias mensais das temperaturas mínimas e máximas, respectivamente) e a boa precipitação ocorrida nos ciclos 1 e 2 certamente favoreceram o acúmulo de forragem nesse período (Figura 1). Outro fator que pode explicar o acúmulo de forragem nesses ciclos é o fato que antes do início da entrada das vacas lactantes na área experimental, os animais que pastejavam a área eram novilhas e vacas secas, com peso vivo entre 300 e 500 kg, aproximadamente, animais de menor porte que consomem menos forragem.

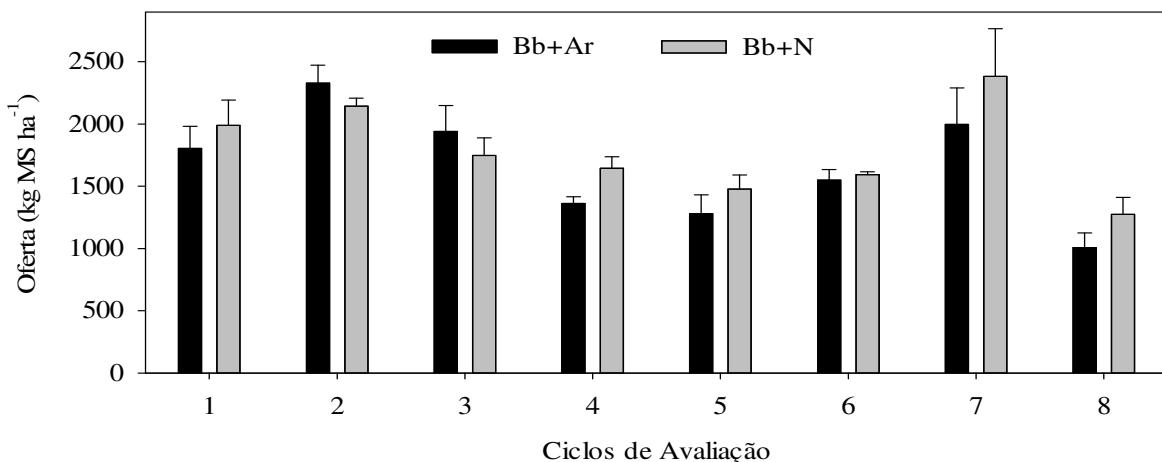


Figura 1. Oferta de capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) ou fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ao longo dos 8 ciclos de avaliação (84 dias cada) de produção leiteira, Itabela – BA. Barras acima das médias representam o erro padrão da média.

Nos ciclos de avaliação 3 e 4, com a gradativa redução da temperatura, média mensal das mínimas de 20,1 °C e das máximas de 25,9 °C houve redução da oferta de forragem. Além disso, no ciclo de avaliação 4, a precipitação foi limitante para o crescimento da forrageira, somando apenas 110 mm (Figura 2) e a oferta foi reduzida para 1500 ± 65 kg MS ha⁻¹. A partir desse ponto, nos ciclos de avaliação 5 e 6 as temperaturas tornaram a se elevar, contudo, a oferta de forragem foi limitada no ciclo de avaliação 6 devido à ocorrência de intensa estiagem (apenas 107 mm durante o ciclo). Com isso, a lotação animal neste período foi reduzida, e apenas foi reajustada com a retomada das chuvas e posterior crescimento da braquiária, que explica a elevada oferta no ciclo de avaliação 7, igual a 2190 ± 237 kg MS ha⁻¹. No ciclo de avaliação 8 a lotação foi reajustada, além disso, as baixas temperaturas do ciclo, 18,3 e 25,1°C, limitaram o crescimento da forrageira. Deve-se destacar que não foram coletadas amostras do último período, que pode ter diminuído os valores de oferta, visto que seria o momento em que as temperaturas começariam a se elevar, e dessa forma favorecer o crescimento da braquiária.

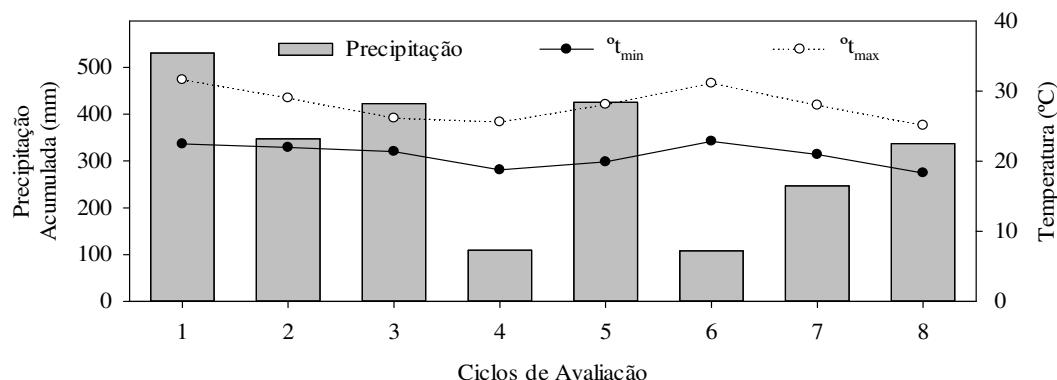


Figura 2. Precipitação acumulada em cada ciclo, média das temperaturas mínimas ($^{\circ}t_{\min}$), média das temperaturas máximas ($^{\circ}t_{\max}$), durante os oito ciclos de avaliação (84 dias cada) da produção leiteira, Itabela – BA.

A oferta de amendoim ao longo dos ciclos foi, em média, 141 ± 15 kg MS ha⁻¹ basicamente, variou entre 100 e 160 kg MS ha⁻¹, no entanto, no ciclo de avaliação 6 alcançou,

aproximadamente 230 kg MS ha⁻¹ (Figura 3). A elevação na oferta de amendoim pode estar relacionada com a queda da produção de braquiária, com a menor produção da gramínea, a competição pelos recursos foi menor e o amendoim pôde se desenvolver melhor (TAMELE et al., 2017). Assim que a braquiária retomou o crescimento, a oferta de amendoim retornou aos valores iniciais.

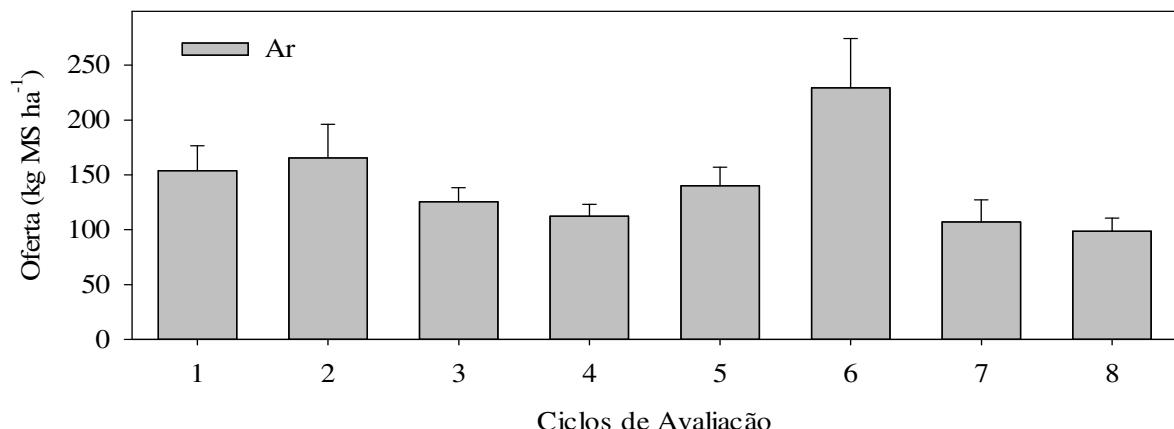


Figura 3. Oferta de amendoim forrageiro (Ar) ao longo dos oito ciclos de avaliação (84 dias cada) de produção leiteira, Itabela – BA. Barras acima das médias representam o erro padrão da média.

Além da variação anual da oferta de forragem proporcionada pelo regime climático, o estágio de lactação dos animais também influencia na produção leiteira. O ensaio de reversão tem como objetivo justamente reduzir as variações ocasionadas pelo avanço do estágio de lactação. No entanto, quando se compararam ciclos diferentes, a diferença entre animais, e de estágios de lactação dos animais usados em cada ciclo, podem adicionar contrastes ainda maiores para os resultados de produção, considerando as diferenças de produção de leite que ocorre em cada fase da curva de lactação.

A curva de lactação representa graficamente o comportamento da produção de leite ao longo do período de lactação (WOOD, 1967). Tem início com o parto e ascende até atingir o máximo de produção, chamado de pico de lactação, e a partir desse, a produção inicia uma descendente até o final da lactação. Pode-se dividir a curva de lactação em três fases, a primeira fase ou primeiro terço ocorre entre a parição e o pico de lactação, é quando acontece um aumento gradativo da produção, ocorre entre 4 e 8 semanas após o parto. A segunda fase, ou terço médio, ocorre ao redor do pico de lactação, entre 10 e 20 semanas após o parto, onde a produção se mantém aproximadamente constante. A terceira fase, ou terço final é caracterizado pelo declínio gradual da produção até o final da lactação (ALVES, 2008).

Os ciclos de avaliação com maior produção leiteira foram 2, 3 e 1, além de épocas com maior oferta de forragem (Figuras 1 e 3). As vacas quando iniciaram o ciclo estavam no segundo terço do estágio de lactação, 130 ± 18 , 115 ± 17 e 144 ± 54 dias após o parto (DAP), respectivamente, que certamente contribuiu para as maiores produções. A produção do ciclo 1 não diferiu estatisticamente da produção do ciclo 8, apenas os dados de oferta não explicam esse resultado. O estágio de lactação dos animais no início do ciclo de avaliação 8 foi 48 ± 17 DAP, no terço inicial da lactação, isto pode ter proporcionado maiores produções nesse ciclo. O DAP dos ciclos de avaliação 5, 6 e 7 foram 164 ± 26 , 162 ± 24 e 181 ± 29 DAP, respectivamente, todos no terço final de lactação, o avançado estágio de lactação no ciclo de avaliação 7 pareceu limitar a produção, mesmo com a boa oferta de forragem (Figuras 1 e 3).

Nos ciclos 5 e 6 foram registradas as menores produções de leite ao longo do monitoramento, que podem estar relacionadas com a menor oferta de forragem e ao estágio de lactação das vacas. Mesmo vacas da mesma raça podem apresentar diferenças na curva de lactação devido à influência de fatores como ano do parto, idade do animal, ordem de parição e a estação de parição (TEKERLI et al., 2000). Associada a baixa oferta de forragem e ao estágio de lactação das vacas, a baixa qualidade da pastagem, evidenciada pelos teores de proteína bruta (PB) na forragem em oferta (Figura 4) nos ciclos de avaliação 5 e 6 também podem ter contribuído para a menor produção de leite. Os maiores teores nos ciclos 1, 2 e 3 forneceram pastagens de melhor qualidade, proporcionando maiores produções.

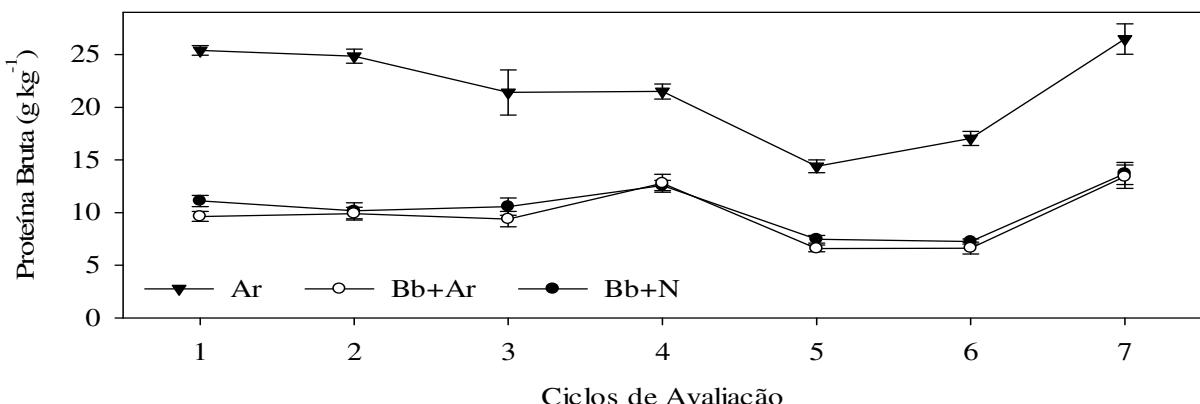


Figura 4. Teor de proteína bruta do amendoim forrageiro (Ar), capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) e capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), em 7 ciclos de avaliação para produção de leite, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

A introdução de amendoim em pastagens de gramíneas pode elevar a produção de leite (GONZALEZ et al., 1996). A diferença na produção leiteira entre os tratamentos ocorreu nos ciclos 2, 3, 6 e 4. Na média dos 8 ciclos, a produção leiteira do tratamento Bb+Ar foi maior que Bb+N ($P<0,05$). A avaliação de $\delta^{13}\text{C}$ nas fezes permitiu estimar a quantidade de amendoim forrageiro consumida pelos animais (Tabela 3). As amostragens foram realizadas a partir de agosto de 2018, desse modo, não existe estimativa para os três primeiros ciclos de avaliação. Em média, o amendoim constituiu $13,5 \pm 1,3\%$ da dieta animal, o maior consumo ocorreu no ciclo de avaliação 5, $18,4\% \pm 1,7\%$ (Tabela 3), provavelmente, devido à menor oferta e qualidade da braquiária deste ciclo e os animais consumiram mais amendoim. No entanto, não houve diferença de produção entre os tratamentos. No ciclo de avaliação 6 ocorreu a maior oferta de amendoim, e a produção de leite foi maior em Bb+Ar, no entanto, o consumo do amendoim retornou à média observada ao longo do monitoramento.

Tabela 3. Proporção de amendoim e proteína consumida na dieta de vacas lactantes em pastagens de capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro

Ciclo	% MS de amendoim na dieta	% proteína bruta derivada do amendoim
4	$13,06 \pm 1,30\%$	$20,7 \pm 0,5\%$
5	$18,36 \pm 1,71\%$	$30,1 \pm 3,4\%$
6	$13,20 \pm 2,07\%$	$24,9 \pm 1,0\%$
7	$11,25 \pm 1,80\%$	$18,0 \pm 1,4\%$
8	$11,75 \pm 1,19\%$	$18,3 \pm 1,5\%$
Média	$13,52 \pm 1,26\%$	$22,4 \pm 2,3\%$

Ribeiro-Filho et al. (2003), estudando duas idades de rebrota em pastagens de azevém (*Lolium perenne*) consorciados ou não com trevo-branco (*Trifolium repens*), observaram que em ambas as idades de rebrota, a introdução do trevo-branco elevou a produção de leite, devido ao aumento no consumo, e não pela melhora do valor nutritivo da pastagem. Isto pode ajudar a explicar os resultados observados para o ciclo de avaliação 6, onde a produção de Bb+Ar foi maior que Bb+N, e a PB das braquiárias foi semelhante entre os tratamentos. No entanto, estimativas de consumo realizadas a partir da produção fecal e FDNi mostraram que os animais do tratamento Bb+Ar consumiram $10,3 \pm 0,3$ kg MS dia $^{-1}$, enquanto do tratamento Bb+N, os animais consumiram, $8,5 \pm 0,5$ kg MS dia $^{-1}$.

Em estudo de Ribeiro-Filho et al. (2005), a introdução de trevo-branco diminuiu a produção de leite em estudo com baixa e a média da disponibilidade de forragem. Os autores atribuíram esse efeito ao baixo consumo devido ao baixo valor nutritivo das pastagens consorciadas. No ciclo de avaliação 4, Bb+N produziu mais leite que Bb+Ar, mas o consumo dos animais foi semelhante, $19,4 \pm 0,7$ e $18,5 \pm 0,4$ kg MS dia $^{-1}$, respectivamente e o consumo de amendoim na dieta foi de $13,1 \pm 1,3\%$. No primeiro período deste ciclo aconteceu a fertilização com ureia (60 kg N ha $^{-1}$), mas a PB da braquiária foi semelhante entre os tratamentos (Figura 4). A reduzida oferta neste ciclo de avaliação (Figura 1), pode ter reduzido outros parâmetros de qualidade nutricional não abordados pelo trabalho na braquiária Bb+Ar, e a fertilização pode ter dado uma vantagem inicial para as pastagens Bb+N. Talvez isso explique a maior produção de Bb+N, visto que, de maneira geral, ao longo dos dois anos de avaliação, o tratamento Bb+Ar possuiu produções melhores (Tabela 2).

A qualidade do leite foi avaliada em 4 coletas ao longo do período compreendido entre julho de 2018 e junho de 2019. Os parâmetros avaliados foram: gordura, proteína, lactose, extrato seco (ES), extrato seco desengordurado (ESD) e ureia. A primeira (julho) e a segunda coleta (dezembro) ocorreram no ano de 2018 e a terceira e a quarta foram realizadas em fevereiro e junho de 2019. Não houve diferença estatística entre os tratamentos em nenhum parâmetro de qualidade avaliado (Tabela 4) tampouco para interação tratamento x coletas. No entanto, para alguns parâmetros a estação do ano pareceu influenciar na qualidade do leite, havendo diferença estatística entre as épocas de coleta ($P < 0,05$). De maneira geral, os teores de gordura, proteína e ES na coleta foram maiores na coleta 4.

A proteína do leite é sintetizada na glândula mamária, a partir da absorção de aminoácidos essenciais presentes no sangue oriundos da proteína microbiana. Este processo é dependente de glicose e no caso de baixa disponibilidade, aminoácidos podem ser utilizados para a síntese de glicose, dessa forma diminuindo o teor de proteína do leite. Os precursores da gordura do leite são o ácido acético e butírico, produtos da fermentação ruminal. Qualquer alteração no rúmen que diminua a produção desses ácidos irá afetar o teor de gordura do leite (LINN, 1988). Como ao longo do trabalho a nutrição animal deu-se exclusivamente a pasto, a diferença nos teores de gordura e proteína entre as coletas pode estar associada à variação na quantidade, e consequentemente qualidade, da forragem ofertada, frente à variação na oferta ocorrida ao longo do ano (Figura 1; 3) Com isso, a diminuição da qualidade nutricional pode ter chegado a um ponto que alterou os teores de gordura e proteína ao longo das coletas, contudo, para avaliar de forma mais precisa, seriam necessárias avaliações mais complexas da forragem.

Tabela 4. Qualidade do leite em pastagens de capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Bb+N), ou consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas distintas de coleta, Itabela - BA

	Gordura	Proteína	Lactose	ES	ESD	Ureia
	-----%-----				mg dL ⁻¹	
Coleta 1						
Bb+Ar	2,99 ± 0,26	2,97 ± 0,12	4,62 ± 0,03	11,48 ± 0,40	8,50 ± 0,16	12,03 ± 1,55
Bb+N	3,63 ± 0,30	3,18 ± 0,11	4,47 ± 0,09	12,36 ± 0,56	8,57 ± 0,13	10,91 ± 0,84
média	3,31 b	3,07 b	4,55	11,92 c	8,53	11,47
Coleta 2						
Bb+Ar	3,72 ± 0,19	3,35 ± 0,11	4,77 ± 0,07	12,72 ± 0,37	9,00 ± 0,19	11,46 ± 3,74
Bb+N	3,47 ± 0,15	3,18 ± 0,10	4,62 ± 0,11	12,10 ± 0,37	8,63 ± 0,24	7,87 ± 0,95
média	3,60 b	3,26 b	4,69	12,41 bc	8,82	9,66
Coleta 3						
Bb+Ar	3,84 ± 0,09	3,39 ± 0,10	4,43 ± 0,09	12,56 ± 0,30	8,72 ± 0,21	13,37 ± 1,56
Bb+N	5,08 ± 0,26	3,46 ± 0,30	4,34 ± 0,05	13,46 ± 0,85	8,72 ± 0,31	9,31 ± 0,67
média	4,46 a	3,43 ab	4,38	13,01 ab	8,72	11,34
Coleta 4						
Bb+Ar	4,03 ± 0,34	3,37 ± 0,08	4,47 ± 0,10	12,75 ± 0,39	8,73 ± 0,15	-
Bb+N	4,27 ± 0,37	3,28 ± 0,25	4,47 ± 0,04	12,92 ± 0,58	8,66 ± 0,22	-
média	4,15 a	3,33 a	4,47	12,84 a	8,69	-

Letras minúsculas nas colunas comparam o mesmo parâmetro de qualidade entre as coletas, letras diferentes nas colunas diferiram estatisticamente pelo teste LSD a 0,05, a ausência de letras representa igualdade estatística.

Coleta 1 – Ago/2018; coleta 2 – Nov/2018; coleta 3 – Fev/2019; coleta 4 – Mai/2019

As amostras de leite foram analisadas para avaliar se a introdução do amendoim forrageiro nas pastagens de capim Marandú modificaria o perfil de ácidos graxos do leite. O comportamento foi variável entre os ácidos graxos, enquanto para o ácido vacênico (C18:1t11) e ácido alfa-linoleico (C18:3n-3), a interação dieta x coleta foi significativa ($P<0,05$), o mesmo não foi observado para ácido linoleico conjugado (CLAc9t11) e ácido linoleico (C18:2n-6; Tabela 5).

Tabela 5. Perfil de ácidos graxos do leite em pastagens de capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Bb+N), ou consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas distintas de coleta, Itabela – BA.

	C18:1t11	C18:2n-6*	C18:3n-3	CLAc9t11*
		g 100 g ⁻¹		
Coleta 1				
Bb+Ar	3,10 A	0,75 B	0,66 a A	1,56 A
Bb+N	3,10 A	0,67	0,50 b B	1,73
Coleta 2				
Bb+Ar	3,23 a A	0,63 C	0,63 A	1,38 B
Bb+N	2,45 b B	0,62	0,59 A	1,21
Coleta 3				
Bb+Ar	1,62 B	0,85 a A	0,68 aA	1,02 C
Bb+N	1,31 D	0,83 b	0,58 b A	0,91
Coleta 4				
Bb+Ar	1,87 B	0,54 D	0,51 B	1,29 B
Bb+N	1,96 C	0,50	0,49 B	1,10

Letras minúsculas nas colunas comparam dietas dentro da mesma coleta, letras maiúsculas nas colunas comparam coletas dentro da mesma dieta, letras diferentes diferiram pelo teste LSD (0,05). * interação não significativa.

A variação entre coletas pode estar relacionada à qualidade nutricional do pasto. No entanto, parece afetar de forma diferente os ácidos graxos. Em tese, seriam esperados maiores teores de alfa-linoleico e do ácido linoleico conjugado no período de melhor qualidade nutricional do pasto. Quanto maior a qualidade nutricional do pasto, maior o seu teor de alfa-linoleico, que por sua vez é o principal substrato para a síntese ruminal de ácido vacênico (biohidrogenação). O ácido vacênico produzido no rúmen é, então, utilizado para a síntese do ácido linoleico conjugado na glândula mamária. Enquanto o ácido alfa-linoleico pareceu ter um comportamento mais constante, os outros ácidos graxos variaram mais entre as coletas.

A introdução do amendoim aumentou os teores de ácido alfa-linoleico em todas as coletas, em duas coletas as diferenças foram significativas. O efeito do trevo (*Trifolium pratense*) nesse ácido graxo já havia sido reportado em estudo envolvendo diferentes silagens (DEWHURST et al., 2003). O aumento deste ácido graxo no leite está relacionado com o aumento da deposição de ácido alfa-linoleico na forragem, aumentando o consumo de forragem e reduzindo a extensão da bio-hidrogenação ruminal (PHELAN et al., 2015).

Sarvvl et al. (2018) observaram que diferentes dietas influenciaram o perfil de ácidos graxos. Os autores observaram que uma melhora na dieta proporcionou reduzida biohidrogenação de ácido linoleico no rúmen e com isso houve maior acúmulo de ácidos graxos no leite. A variação da resposta do amendoim em modificar o perfil de ácidos graxos pode estar relacionada com a qualidade da braquiária. Como houve pouca variação no $\delta^{13}\text{C}$ das fezes ao longo do trabalho, conclui-se que os animais sempre ingerem proporções semelhantes do amendoim, independente da época do ano. Em épocas quando a qualidade da braquiária foi alta, a influência do amendoim nos ácidos graxos foi menor. Contudo, quando a qualidade é reduzida, pode ser que a quantidade ingerida de amendoim proporcione um diferencial na qualidade do leite e modifique o perfil de ácidos graxos mais acentuadamente. No entanto, os mecanismos responsáveis por esse efeito necessitam de estudos mais específicos.

4.6 CONCLUSÕES

A produção e qualidade do leite foram afetadas pelas épocas do ano. A introdução de *Arachis pintoi* cv. Belomonte em pastagens de capim Marandú aumentou a produção de leite comparado com pastagens de capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de ureia. Os parâmetros de qualidade foram similares entre os tratamentos. Adicionalmente, a introdução do amendoim forrageiro mostrou potencial para modificar o perfil de ácidos graxos.

5 CAPÍTULO II

**EMISSÃO DE N₂O E VOLATILIZAÇÃO DE NH₃ EM PASTAGENS DE
BRACHIARIA BRIZANTHA CV. MARANDÚ FERTILIZADAS COM UREIA OU
CONSORCIADAS COM AMENDOIM FORRAGEIRO (*ARACHIS PINTOI* CV.
BELOMONTE)**

5.1 RESUMO

No Brasil, as emissões de gases efeito estufa (GEE) associadas às atividades agropecuárias totalizaram aproximadamente um terço de todas as emissões antropogênicas. Dentro deste setor, as emissões de metano (CH_4) entérico e óxido nitroso (N_2O) das excretas depositadas no solo de animais em pastagens são os mais importantes. Neste contexto, surge como alternativa as leguminosas forrageiras fixadoras de nitrogênio, que aumentam a qualidade do pasto e dispensam fertilização nitrogenada. Entretanto, o efeito mitigador da leguminosa pode ser reduzido se a mesma aumentar as emissões dos resíduos vegetais do pasto e das excretas. O objetivo do trabalho foi quantificar a volatilização de amônia (NH_3) e a emissão de N_2O da ureia fertilizante e das excretas bovinas aplicadas artificialmente na pastagem. O estudo foi desenvolvido na Estação Experimental da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC) em Itabela – BA. O delineamento experimental utilizado foi blocos casualizados com 3 repetições de 3 tratamentos, capim Marandú fertilizado com $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Bb+N). Capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) e pastagem degradada (Deg). Cada parcela foi composta por 6 piquetes, e o sistema de pastejo utilizado foi rotacionado com 6 dias de ocupação e 30 dias de descanso. A quantificação ocorreu em 2 épocas do ano. Para a volatilização de NH_3 foram utilizadas câmaras semi-abertas e para os fluxos de N_2O câmaras semi-estáticas. Tanto a volatilização de NH_3 como as emissões de N_2O foram influenciadas pela época de aplicação. Não houve diferença entre a volatilização de NH_3 das áreas controle dos tratamentos. A proporção do N da urina perdida na forma de NH_3 foi 2,37% 2,43% e 3,60% na primeira aplicação e na segunda 6,80%, 1,98% e 6,22% para Deg, Bb+N e Bb+Ar respectivamente. As fezes praticamente não emitiram NH_3 . A volatilização de ureia representou 1,97% e 2,50% do N aplicado na primeira (julho/2018) e segunda aplicação (março/2019) respectivamente, perdas relativamente baixas frente ao potencial de volatilização da ureia, provavelmente, pelo parcelamento da dose de N e condições climáticas. As emissões da urina sempre foram maiores que das fezes, independente do tratamento e época de aplicação. Os fatores de emissão (FE) diferiram entre as excretas para os tratamentos na primeira aplicação, e foram iguais na segunda. Em ambas as aplicações as fezes não foram fonte de N_2O e o FE não ultrapassou 0,33%. Na primeira aplicação os FE-urina foram 1,36%, 3,85% e 1,41%, em Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente, sendo significativamente maior no tratamento Bb+N. Na segunda aplicação os FE foram drasticamente reduzidos para 0,28%; 0,31% 0,19%, para Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. O FE de N_2O para ureia foi de 4,5% e 0,4%, na primeira e segunda aplicação, respectivamente. A emissão de N_2O foi fortemente limitada pela baixa umidade do solo em decorrência de intensa estiagem ocorrida na região na época da segunda aplicação.

Palavras-chave: Óxido nitroso. Volatilização. Excretas. Ureia. Leguminosa forrageira.

5.2 ABSTRACT

In Brazil, greenhouse gas emissions (GHG) associated with agricultural activities totaled approximately one third of all anthropogenic emissions. Within this sector, emissions of enteric methane and nitrous oxide (N_2O) in pastures are the most important. In this context, nitrogen-fixing forage legumes appear as a good alternative to increase the quality of the pasture and to dispense with nitrogen fertilization. However, the mitigating effect of the legume can be reduced by increasing emissions of N_2O and NH_3 from pasture plant residues and excreta. The objective of the work was to quantify the volatilization of ammonia (NH_3) and N_2O emission from fertilizer urea and bovine excreta artificially applied in the pasture. The study was carried out at the Experimental Station of the Executive Committee of the Cacao Crop (CEPLAC) in Itabela - BA. The experimental design used was randomized blocks with 3 replicates of 3 treatments, Marandú grass fertilized with $120\text{ kg N ha}^{-1}\text{ year}^{-1}$ (Bb + N) or intercropped with forage peanut (Bb + Ar) and on degraded pastures (Deg). Each plot was composed of 6 paddocks, the grazing system was rotated with 6 days of occupation and 30 days of rest. Quantification of NH_3 volatilization and N_2O emissions occurred twice in the year using semi-open chambers for NH_3 and semi-static chambers for N_2O . Both NH_3 volatilization and N_2O emissions were influenced by the time of application. There was no difference between the volatilization of NH_3 in the control areas. The proportion of N of the urine lost as NH_3 was 2.37% 2.43% and 3.60% in the first application and in the second 6.80%, 1.98% and 6.22% for Deg, Bb + N and Bb + Ar respectively. The feces emitted practically no NH_3 . The NH_3 volatilization urea represented 1.97% and 2.50% of the N applied in the first and second application respectively, relatively low losses compared to the potential for urea volatilization, probably explained by the division of the N dose and the climatic conditions. Urine emissions were always greater than those of feces, regardless of treatment and time of application. Emission factors (EF) differed between excreta in the first application, and were the same in the second. In both applications, the feces were not a significant source of N_2O and the FE did not exceed 0.33%. In the first application, FE-urine was 1.36%, 3.85% and 1.41%, Deg, Bb+N and Bb+Ar, respectively, being significantly higher in the Bb + N treatment. In the second application, the FEs were drastically reduced to 0.28%; 0.31% 0.19% Deg, Bb+N and Bb+Ar, respectively. The N_2O EF for urea was 4.5% and 0.4%, first and second application, respectively. The emission of N_2O was severely limited by the low moisture content of the soil due to the intense drought that occurred in the region at the time of the second application.

Keywords: Ammonia volatilization. Bovine excreta. Forage legume. Nitrous oxide. Urea fertilizer.

5.3 INTRODUÇÃO

No Brasil, o setor que mais emite GEE é a agropecuária. Dentro do setor agropecuário, os solos agrícolas representam 35% das emissões (MCTIC, 2017). A contribuição substancial dos solos agrícolas ocorre devido à emissão direta e indireta de óxido nitroso (N_2O), que contribuem com 96% das emissões totais de N_2O da agropecuária. Nas emissões de N_2O contabilizadas dos solos agrícolas, a deposição de dejetos de animais em pastagem e a aplicação de fertilizantes minerais são estimadas em 34% e 9%, respectivamente. O Brasil assumiu o compromisso de reduzir entre 36,1% e 38,9% as emissões projetadas para 2020, tomando como base o ano de 2005. Para alcançar esse objetivo foram instituídas várias metas no Plano de Agricultura de Baixo Carbono (ABC), dentre as quais está à expansão da área com uso da fixação biológica de nitrogênio (FBN).

O N é essencial para as forrageiras. Geralmente, o processo de degradação tem início devido à reposição ineficiente de N associada a altas taxas de lotação (BODDEY et al., 2004). O uso de fertilizantes nitrogenados ajuda na manutenção da produção, evita a degradação e ainda podem ajudar na acumulação de carbono no solo (TARRÉ et al., 2001). Apesar das vantagens, o fertilizante nitrogenado tem alto custo financeiro e sua síntese demanda elevada quantidade de energia, que é obtida com a utilização de combustível fóssil. Além disso, também pode ser fonte direta e indireta de GEE depois de aplicado ao solo. Portanto, o uso de fertilizantes nitrogenados minerais pode comprometer o balanço positivo de sua utilização. Nesse contexto, o uso de leguminosas forrageiras em pastagens consorciadas pode ser uma alternativa de baixo custo financeiro e ambiental, que ao mesmo tempo reduz a dependência por fertilizante mineral e o risco de degradação da pastagem.

A FBN representa uma adição constante de N atmosférico no sistema. Como a leguminosa possui um material menos recalcitrante que a gramínea, a decomposição da matéria orgânica ocorre mais rapidamente, mineralizando muito N em pouco tempo. Isto pode representar um aumento da quantidade de N mineral circulando no sistema, e com isso elevar, as emissões de N_2O do solo de pastagens consorciadas de gramíneas/leguminosas em comparação a monoculturas de gramíneas.

As leguminosas forrageiras, em geral, contêm um teor mais elevado de proteína bruta e a digestibilidade da matéria seca semelhante ou maior que a registrada nas gramíneas tropicais (BARCELLOS et al., 2008), trazendo um ganho nutricional para os animais. Entretanto, o maior consumo de matéria seca, e consequentemente, de N pode aumentar o teor de N das excretas e aumentar as perdas gasosas de N. Isto poderia representar um entrave à adoção da tecnologia, pois não se sabe qual seria a magnitude das perdas, e se compensaria substituir a utilização do fertilizante mineral. Além disso, quando animais passam para dietas de qualidade melhor e ingerem mais N, a partição do N nas excretas ocorre de maneira diferente entre fezes e urina. Enquanto o teor de N das fezes é pouco afetado, na urina o aumento é de ordem exponencial (DIJKSTRA et al., 2013). O N na urina é basicamente ureia, altamente reativa no solo, que torna muito suscetível a perda. Em contraste, o N das fezes é majoritariamente orgânico, fato que contribui para menores perdas gasosas.

Acerca das emissões de N_2O das excretas, o IPCC (2006) adota um valor de FE “*default*” de 2%, não discriminando urina e fezes. Esse valor é baseado em resultados experimentais, principalmente, concentrados no hemisfério norte, obtidos na Alemanha, Holanda, Irlanda e Reino Unido e no hemisfério sul, na Nova Zelândia, países onde a dieta animal é completamente diferente do Brasil. Como nesses países as dietas são altamente nutritivas, a maior porção do N é excretada via urina e adotou-se um valor único que em certa medida ignora as fezes. Contudo, a produção animal no Brasil é majoritariamente praticada

extensivamente com gramíneas de origem africana de baixo valor nutricional. Dessa forma, a partição entre N-fecal e N-urinário se aproxima, e a desagregação de excretas pode ser relevante para os cálculos de emissão de GEE. A importância na desagregação no FE das excretas vem sendo demonstrada (van der WEERDEN et al., 2011) e mesmo estudos conduzidos no Brasil indicam que o mais correto seria o uso de FE específicos para cada excreta (LESSA et al., 2014; SORDI et al., 2013).

Frente às incertezas acerca da introdução de luminosas em pastagens consorciadas, no que diz respeito às emissões de GEE e dúvidas sobre a desagregação do FE, o objetivo deste capítulo foi comparar a volatilização de NH₃ (emissão indireta) e emissão de N₂O da ureia e nas fezes e urina de animais em pastagens de capim Marandú fertilizado com ureia, pastagens de capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro e em pastagens degradadas.

5.4 MATERIAL E MÉTODOS

5.4.1 Avaliação da Volatilização de Amônia

As avaliações de emissão de N_2O e volatilização de NH_3 foram realizadas na mesma estação experimental e no mesmo experimento descrito no capítulo I. O sistema de pastejo utilizado foi rotacionado com 6 dias de ocupação e 30 dias de descansos. Pastagens de capim Marandú fertilizado com N (Bb+N) ou consorciadas com amendoim forrageiro (Bb+Ar) foram utilizadas. Para informações detalhadas como histórico da área e condições químicas do solo ver material e métodos do Capítulo I. Nas avaliações de gases, foi adicionado um terceiro tratamento (Deg). Para simular a condição de pastejo em pastagens mal manejadas, e ser possível traçar um paralelo entre as emissões de gases entre os sistemas. Áreas sem manejo adequado adjacente aos 48 piquetes foram utilizadas para o monitoramento. O ajuste de lotação nessas áreas foi calculado em função do tamanho da área e do ajuste de lotação utilizada nos tratamentos Bb+Ar e Bb+N.

O fluxo de gases foi avaliado em áreas de exclusão ($3,5 \times 1,0$ m) construídas dentro de cada parcela, de modo que os animais que estavam pastejando podiam se alimentar da forragem no interior da área, mas sem pisotear no interior das áreas das excretas e bases das câmaras utilizadas para avaliar os fluxos de NH_3 e N_2O .

Dentro das áreas de exclusão, foi conduzido estudo para quantificar a amônia volatilizada das excretas e da ureia aplicadas ao solo. A primeira aplicação de ureia e excretas ocorreu em agosto de 2018, e a segunda em fevereiro de 2019. Foram utilizadas câmaras semiabertas, semelhantes as que foram utilizadas por Araújo et al. (2009) e validadas por Jantalia et al. (2012). As câmaras foram confeccionadas a partir de garrafas de refrigerante com 2 L de volume, constituídas de polietileno tereftalato (PET). As garrafas foram utilizadas sem as tampas, a parte basal das garrafas foi cortada, e com um arame acoplada a parte superior das garrafas, para evitar a entrada de água. Dentro de cada câmara foi colocado um arame de aproximadamente 25 cm de comprimento, no sentido vertical, apoiado na abertura superior. Na outra extremidade, o arame foi moldado e serviu de suporte para a colocação de um coletor universal. Dentro do coletor foram adicionados 10 mL de uma solução ácida de 1 mol L^{-1} de ácido sulfúrico com 2% de glicerina. Além de base para o coletor, o arame serviu de suporte para uma fita de espuma de polietileno com 25 cm de comprimento, 2,5 cm de largura e 3 mm espessura, uma extremidade foi fixada na parte superior do arame, e a outra permaneceu embebida na solução contida no coletor. No campo, a posição de cada câmara foi mantida com auxílio de um vergalhão.

Na instalação do experimento, o interior da área de exclusão foi dividido em duas partes, uma para a condução do trabalho de emissões de N_2O e a outra para o trabalho de volatilização de NH_3 . A área delimitada para a volatilização de NH_3 , para a aplicação da ureia e urina foi dividida em 3 posições. Para cada posição foi utilizado um cano de PVC cortado, com o mesmo diâmetro da garrafa (10 cm), para delimitar a área monitorada. O cano continha uma das extremidades cortada em bisel a qual foi inserida no solo. No interior da área delimitada pelo cano foram aplicados 0,11 g de ureia, correspondente a 60 kg N ha^{-1} . O mesmo procedimento foi utilizado para a aplicação da urina, no entanto, outro cano de diâmetro maior (30 cm) também foi inserido no solo, de modo que formaram dois círculos concêntricos. Um volume de 100 mL de urina foi aplicado na área delimitada exclusivamente pelo cano de maior diâmetro e 33 mL no interior do cano de menor diâmetro, local onde o monitoramento foi realizado. Este procedimento visa diminuir a infiltração lateral que ocorre na aplicação de urina na área que se pretende avaliar. Os canos só foram utilizados no momento da instalação dos tratamentos. Para a instalação do trabalho com fezes foi utilizado

um anel de 20 cm de diâmetro, que delimitou a área da placa de fezes. Em cada tratamento foram adicionadas câmaras que não receberam qualquer tipo de aplicação. Essas câmaras serviram como controle das emissões basais de NH₃.

Após a aplicação dos tratamentos, a espuma e o coletor foram trocados diariamente até completar 5 dias. Após esse período as coletas foram realizadas a cada dois dias até completar 14 dias, ocasião em que as coletas foram realizadas a cada três dias. Para ureia o experimento foi conduzido até 21 dias e para excretas até 35 dias. A cada coleta o conjunto espuma + coletor era retirado do campo e um novo conjunto colocado e a câmara realocada no campo em uma nova posição. No caso das fezes, a realocação ocorreu em outra fração da mesma placa. A mudança no local da câmara foi importante para diminuir qualquer influência da câmara em fenômenos como evapotranspiração e precipitação.

Depois de retiradas do campo, as espumas e os coletores foram levados ao laboratório de Química Agrícola na Embrapa Agrobiologia para análise. O volume de 40 mL de água destilada foi utilizado para remover todo o conteúdo dos coletores que foi transferido com a espuma para frascos tipos Erlenmeyer de peso conhecido. Os frascos foram transferidos para uma mesa agitadora por 20 min a 220 rpm e pesados novamente. Foi possível obter o peso da solução por diferença. A quantificação de NH₃ volatilizado foi realizada utilizando o mesmo procedimento descrito para a quantificação de amônio (NH₄⁺) do solo. A concentração de N-amoniacial na solução foi calculada considerando a concentração de N na alíquota analisada e o volume total da solução. A quantidade de N perdida por volatilização foi calculada conforme a equação:

$$N - NH_3 = \frac{(NH_{3-Fonte} - NH_{3-Controle})}{N_{Total}}$$

Onde, N - NH₃ representa a quantidade de N volatilizado; NH₃ - Fonte, a quantidade de N volatilizado oriundo da fonte utilizada (ureia; urina; fezes); NH₃ - Controle, a quantidade de N volatilizado da área controle; e N_{Total}, a quantidade de N total da fonte adicionada.

5.4.2 Avaliação dos Fluxos de N₂O

As emissões do N₂O também foram avaliadas dentro das áreas de exclusão. A área delimitada para a avaliação de N₂O foi composta por três câmaras no tratamento Bb+Ar. Uma câmara controle que foi inserida na pastagem e não recebeu qualquer tipo de tratamento, uma câmara na qual foi aplicado 1 kg de fezes frescas, e outra que recebeu 1 litro de urina. No tratamento Bb+N, além das câmaras controle, de fezes e urina, as áreas de exclusão receberam uma câmara a mais, que constituiu o tratamento fertilizado, com a aplicação de 3,2 g de ureia (60 kg N ha⁻¹). As excretas aplicadas foram coletadas dos animais, separadas por tratamento, homogeneizadas e aplicadas nas suas respectivas áreas.

As emissões de N₂O derivadas da aplicação de ureia e excretas bovinas foram avaliadas durante um ano. Neste período, ocorreram duas aplicações da ureia na pastagem de capim Marandú em monocultura: a primeira aplicação ocorreu em 19/07/2018 e a segunda em 22/03/2019. Também foram avaliadas emissões de N₂O de urina e fezes das vacas, aplicadas em 02/08/2018 e 22/02/2019. As emissões do fertilizante e das excretas foram monitoradas até setembro de 2019. Assim que os tratamentos foram aplicados no campo, o monitoramento do fluxo de gases foi iniciado e realizado por 7 dias consecutivos, após esse período, os fluxos eram medidos 3 vezes por semana até completar 30 dias após a aplicação (DAA), ocasião em que os fluxos eram medidos 2 vezes por semana até completar 60 DAA. A partir desse ponto o monitoramento ocorreu uma vez por semana até os 90 DAA, quando passou a ser realizado 1 vez a cada 15 dias até a próxima aplicação ou até o final do estudo.

Para avaliar as emissões de N₂O foram utilizadas câmaras estáticas conforme descrito por Moraes et al. (2013). As câmaras foram constituídas de uma base de metal retangular, com 40 x 60 cm, no formato de uma caixa vazada, sendo as paredes inseridas no solo a 10 cm de profundidade. A parte da base exposta à superfície do solo possuía uma calha (2,0 cm largura x 2,0 cm altura), na qual uma tampa se encaixava. A tampa tem as mesmas dimensões da base, porém com paredes de 24 cm de altura. As bases foram niveladas no momento da inserção no solo e permaneceram na área até o término do monitoramento dos gases, evitando a perturbação frequente do solo. A tampa somente foi acoplada à base nos momentos de amostragem dos gases. Cada tampa foi revestida com espuma e manta adesiva com superfície refletiva para reduzir o efeito do sol sobre a temperatura interna da câmara durante a coleta de atmosfera interna. A coleta do gás dentro da câmara foi realizada através de um equipo de 4 vias localizado na parte central no topo da câmara. Antes do início das coletas, a calha era preenchida com água para garantir a vedação da câmara. No momento do encaixe da tampa à base da câmara, foi realizada uma amostragem; a partir deste ponto, a cada 20 min uma nova amostragem foi realizada até totalizar 60 min de incubação.

As amostras de gases foram retiradas das câmaras com a utilização de seringas de 60 mL equipadas com válvulas de 3 vias. Aproximadamente 40 mL do gás no interior da câmara foram retirados por amostragem, dos quais 10 mL eram utilizados para limpar o sistema de transferência e o restante era transferido para frascos de cromatografia de 20 mL lacrados com septos de borracha butírica utilizando uma bomba de vácuo elétrica e um sistema de transferência de gás. Para a transferência, os frascos foram evacuados à aproximadamente 100 kPa. As amostragens foram realizadas entre 8:00 e 10:00 h, quando existe maior probabilidade do fluxo medido representar o fluxo médio diário (ALVES et al., 2012).

As análises foram realizadas no Laboratório de Cromatografia Gasosa da Embrapa Agrobiologia, utilizando-se de um cromatógrafo de gás (Shimadzu GC 2014) equipado com uma coluna de "Porapak Q" com um sistema "back-flush" (ALVES et al., 2012) e um detector de captura de elétrons (ECD). A quantificação dos fluxos de N₂O foi realizada utilizando misturas-padrão de N₂O com concentração conhecida, o resultado da análise dos padrões permitiu a confecção da curva analítica que relacionava a área dos picos cromatográficos com a concentração do gás, e com isso, foi possível obter a concentração de N₂O das amostras com base nos resultados de área dos picos de N₂O encontrados nas amostras. Os fluxos de N₂O ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) foram calculados pela seguinte equação:

$$F = \Delta C \cdot \Delta t^{-1} \left(\frac{V}{A} \right) \cdot M \cdot V_m^{-1}$$

Onde $\Delta C \cdot \Delta t^{-1}$ é a mudança de concentração do gás na câmara no intervalo de incubação (Δt); V e A são, respectivamente, o volume da câmara (m^3) e a área de solo coberta pela câmara (m^2), M é o peso molecular do gás; e V_m o volume molecular de N₂O na temperatura de amostragem. Após o cálculo dos fluxos, foram estimadas as emissões para o período de monitoramento adotado no experimento, utilizando a técnica de integração numérica de Newton-Coates pelo método dos retângulos, da seguinte forma:

$$\int_a^b f(x)dx \cong (b - a)f\left(\frac{a + b}{2}\right)$$

Sendo f (x) o fluxo médio obtido dos fluxos do dia anterior (a) e do dia posterior (b) às datas quando não foram feitas medições em campo. O fator de emissão (FE) foi calculado segundo a equação:

$$FE = \frac{(N_2O_{trat} - N_2O_{ctrl})}{N_{total}}$$

Onde, N_2O_{trat} representa a emissão total de N_2O do tratamento aplicado (ureia; urina; fezes); N_2O_{ctrl} , a emissão total de N_2O do controle, e N_{total} , o total de N aplicado como ureia, urina ou fezes.

5.4.3 Variáveis de Solo e Clima Associadas aos Fluxos de N_2O

Durante o experimento, a precipitação e temperatura do ar foram monitoradas pela estação meteorológica da ESSUL distante aproximadamente 950 m da área experimental. No entanto, a cada coleta, foram realizadas as medições da temperatura do ar, da câmara e do solo para a correção do volume de gás no momento dos cálculos dos fluxos. Na amostragem de gás foram retiradas amostras de solo (0-10 cm) para determinação da umidade e N-mineral. A umidade foi determinada pelo método gravimétrico, as amostras foram coletadas e acondicionadas em sacos impermeáveis, posteriormente foram levadas ao laboratório da ESSUL, onde foram pesadas (PU - g) e levadas para estufa a 105° C por 24 – 48h (até alcançar peso constante), quando foram pesadas novamente (PS - g). A umidade gravimétrica (%U) foi determinada segundo a equação:

$$\%U = 100 * \left\{ 1 - \left(\frac{PS}{PU} \right) \right\}$$

As amostras de solo para N-mineral foram congeladas imediatamente após coletadas, e mantidas assim até a análise no Laboratório de Química Agrícola da Embrapa Agrobiologia. Para a análise de NO_3^- , 20 g da amostra de solo foi agitada em uma mesa agitadora por 1 hora com 60 mL de uma solução de KCl 0,5 mol L⁻¹. O sobrenadante foi filtrado e a concentração de NO_3^- foi determinada na solução resultante por espectrometria na faixa do UV (MIYAZAWA et al., 1985). As absorbâncias foram medidas nos comprimentos de onda 220 e 275 nm, conforme descrito por Olsen (2008). O dobro da absorbância em 275 nm foi subtraído pela absorbância em 220 nm, dessa forma corrigindo a interferência causada por impurezas. A determinação de NH_4^+ foi realizada pelo método colorimétrico, de acordo com a reação de Berthelot modificada com o reagente do salicilato de sódio (KEMPERS & ZWEERS, 1986). Uma alíquota de 2 mL do sobrenadante foi transferida para um tubo de ensaio e o reagente salicilato de sódio foi adicionado. Após, o tubo de ensaio foi agitado em vórtex e foi colocado em ambiente escuro por 40 minutos até o momento da leitura da absorbância a 685 nm.

A densidade do solo (D_s – g cm⁻³) foi realizada com a utilização de anel de Kopeck em todos os piquetes com área de exclusão, a D_s permitiu calcular o espaço poroso preenchido por água (%EPPA) da seguinte forma:

$$\%EPPA = \left(\frac{UV}{p} \right) \times 100$$

Sendo, UV a umidade volumétrica do solo, calculada como o produto da multiplicação da umidade gravimétrica e densidade do solo, e p a porosidade do solo, calculada segundo a equação:

$$p = \left\{ 1 - \left(\frac{D_s}{D_p} \right) \right\} \times 100$$

Sendo D_p a densidade das partículas. Para os cálculos foi considerado o valor de 2,65 g cm⁻³; valor médio de D_p dos principais minerais constituintes dos solos.

5.4.4 Análise Estatística

Os dados foram submetidos aos testes de normalidade dos resíduos (Shapiro-Wilk) e homogeneidade das variâncias (Bartlett). Quando não atenderam aos pressupostos para realização da análise de variância foram transformados utilizando a transformação logarítmica, e submetidos ao teste de comparação de médias LSD ao nível de significância de 5% utilizando o software R (R Core Team, 2019).

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.5.1 Volatilização de NH₃ das Excretas

A primeira aplicação de excretas para avaliar a volatilização de NH₃ ocorreu em agosto de 2018. A avaliação foi conduzida por 39 dias, totalizando 15 coletas. Na segunda aplicação em fevereiro de 2019, o experimento foi conduzido por 28 dias e totalizou 13 coletas. A quantidade de N aplicado por câmara nas fezes diferiu entre as duas aplicações (Tabela 6; P<0,05). Na segunda aplicação, a quantidade de N foi, aproximadamente, 16%, 37% e 27% menor, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Na urina, a redução do teor de N foi de 25%, 62% e 42%, tratamentos Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente.

A quantidade de N nas excretas de bovinos está relacionada com a quantidade ingerida desse nutriente (KEBREAB et al., 2001), dessa forma, a provável explicação para os teores reduzidos de N na segunda aplicação foi a ocorrência de um longo período de estiagem que comprometeu o crescimento e acumulação de massa e nutrientes da forragem. As médias históricas de precipitação da área (últimos 25 anos) para os meses em que foram aplicadas as excretas são 100 mm e 90 mm, primeira e segunda aplicação, respectivamente. Na época da primeira aplicação a precipitação acumulada nos trinta primeiros dias antes da instalação do experimento foi de 45,1 mm, enquanto na segunda aplicação foi de 16,7 mm. A oferta de N na época da primeira aplicação foi de 40 kg N ha⁻¹ e 30 kg N ha⁻¹. Nos tratamentos Bb+N e Bb+Ar, respectivamente, na segunda aplicação houve uma redução, e a quantidade ofertada foi de 18 kg N ha⁻¹ e 22 kg N ha⁻¹, respectivamente (Figura 5).

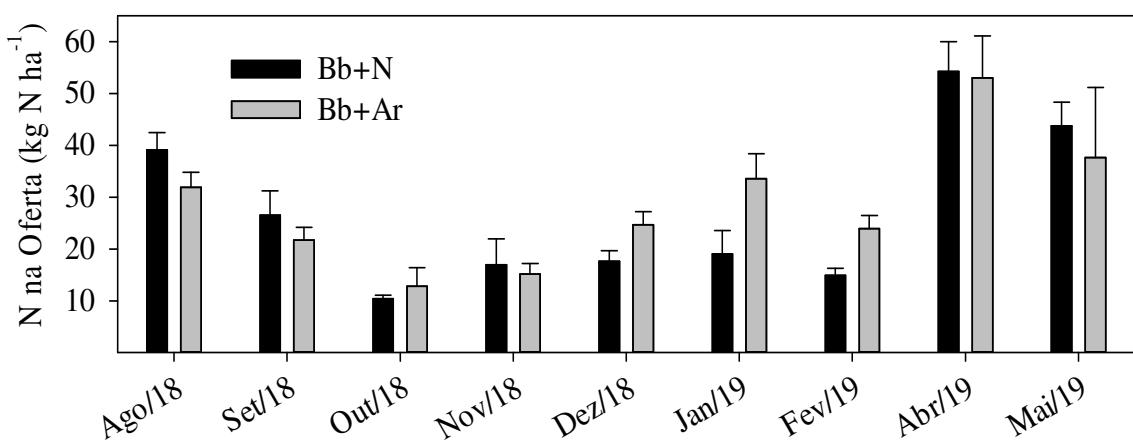


Figura 5. Quantidade de nitrogênio na oferta em pastagens de capim Marandú fertilizada com nitrogênio (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar). Os valores de Bb+Ar incluem capim Marandú e amendoim forrageiro. Itabela – BA. Barras verticais acima das médias representam o erro padrão da média.

O teor de N das excretas pode variar devido a fatores como consumo de água, e a fisiologia de cada animal. Como a urina utilizada nas duas aplicações não foi proveniente dos mesmos animais, as diferenças entre os animais, ainda que no mesmo sistema de pastejo, podem ter influenciado os teores de N das excretas (DIJKSTRA et al., 2013).

Tabela 6. Quantidade de N aplicado na forma de urina e fezes, adicionado ao solo, de três sistemas de pastejo distintos, em duas épocas de aplicação, agosto de 2018 e fevereiro de 2019, para avaliação da volatilização de amônia em Itabela - BA

	g N câmara ⁻¹			
	1º Aplicação*		2º Aplicação*	
	Urina	Fezes	Urina	Fezes
Deg	0,14 ± 0,00	2,33 ± 0,10a	0,10 ± 0,01	1,96 ± 0,03b
Bb+N	0,19 ± 0,00	2,81 ± 0,10a	0,07 ± 0,02	1,75 ± 0,01b
Bb+Ar	0,20 ± 0,02	2,81 ± 0,01a	0,11 ± 0,00	2,05 ± 0,01b

Letras minúsculas nas linhas compararam a quantidade de nitrogênio de uma mesma excreta entre as duas épocas de aplicação. Letras diferentes diferiram estatisticamente pelo teste t (LSD) a 0,05. A ausência de letras indica igualdade estatística.

*Dados transformados para atender os pressupostos de normalidade e homogeneidade

A adição de excretas no solo, em ambas as épocas de aplicação, aumentou a volatilização de NH₃, ocorrendo diferença na quantidade de NH₃ volatilizada entre os tratamentos ($P<0,05$) (Tabela 7). Na primeira aplicação, as maiores emissões ocorreram nas excretas dos tratamentos Bb+N e Bb+Ar com quantidades semelhantes de N-NH₃ emitidas entre fezes e urina. As excretas do tratamento Deg foram as que emitiram a menor quantidade de N-NH₃, fato que se modificou na segunda aplicação. A quantidade de NH₃ volatilizada da urina na segunda aplicação no tratamento Deg diferiu da quantidade volatilizada na primeira aplicação ($P<0,05$) e foi o tratamento com maior emissão de N-NH₃, seguido pela urina do Bb+Ar. Na segunda aplicação, ocorreu uma queda na emissão de NH₃ tanto das fezes quanto da urina do tratamento Bb+N. A quantidade emitida de N-NH₃ da urina de Bb+N na segunda aplicação foi a mais baixa entre as excretas (Tabela 7) e diferiu da urina dos outros tratamentos. Nas fezes, na segunda aplicação, as emissões de Bb+N diferiram do tratamento Bb+Ar.

Tabela 7. Quantidade de N-NH₃ emitido da área controle, urina e fezes de bovinos de três sistemas de pastejo distintos, aplicadas no solo, em duas épocas de aplicação, agosto de 2018 e fevereiro de 2019 em Itabela - BA

	kg N-NH ₃ ha ⁻¹		
	Controle	Fezes	Urina
^{1ª} Aplicação			
Deg	0,49 ± 0,07 d	5,49 ± 0,86 bc	4,59 ± 1,36 Bc
Bb+N	0,45 ± 0,07 d	6,85 ± 1,04 Aabc	6,53 ± 1,58 abc
Bb+Ar	0,84 ± 0,38 d	7,82 ± 0,49 ab	9,91 ± 3,06 a
^{2ª} Aplicação			
Deg	1,50 ± 0,12 ef	5,57 ± 0,48 bc	9,90 ± 2,62 Aa
Bb+N	1,10 ± 0,07 f	4,47 ± 0,92 Bcd	3,05 ± 1,07 de
Bb+Ar	1,29 ± 0,10 ef	8,04 ± 0,92 ab	8,98 ± 2,12 ab

Médias seguidas de letras minúsculas diferentes dentro de cada época de aplicação diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05). Letras maiúsculas compararam uma mesma excreta entre as aplicações. A ausência de letras indica igualdade estatística, letras diferentes diferiram pelo teste t (LSD) a 0,05. Todos os dados foram transformados para atender aos critérios de normalidade e homogeneidade.

Na primeira aplicação, nos tratamentos Bb+N e Bb+Ar, as emissões ocorreram essencialmente nos primeiros dias após a adição das excretas no solo (Figura 6). Em ambas as

excretas, aproximadamente, 90% da volatilização das fezes e urina ocorreu até 8 DAA. O fluxo de emissão das fezes do tratamento Deg foi semelhante ao dos outros tratamentos, contudo o comportamento do fluxo de volatilização da urina não apresentou o mesmo padrão dos outros tratamentos. Aos 8 DAA, 60% da volatilização havia ocorrido e alcançou os 90% apenas aos 18 DAA.

Apesar de não haver diferença entre os tratamentos no teor de N da urina na primeira aplicação, o teor de N na urina do Deg foi em média 28% menor que os outros tratamentos, o que pode ter influenciado no fluxo de volatilização de NH₃ (Tabela 6). Na urina a ureia é a forma predominante de N. Quando os níveis de N da dieta aumentam, ocorre um aumento da excreção urinária de N e da concentração de ureia na urina. Esse efeito foi observado por Petersen et al. (1998), testando a influência de dois níveis de concentrado em duas pastagens distintas na excreção de N de vacas leiteiras. Eles observaram que o aumento do N na dieta elevou a concentração de ureia na urina, em média a excreção de N na urina aumentou de 7,7 g kg⁻¹ para 10,2 g kg⁻¹, que resultou em aumento de 55% na volatilização de NH₃.

Uma comparação direta entre esse estudo e a condição tropical é inadequada, devido à diferença em fatores como: raça do animal, manejo adotado, espécie forrageira utilizada e condições edafoclimáticas. Contudo, auxilia no conhecimento de como a ingestão de N, e consequente excreção, podem influenciar no fluxo de volatilização de NH₃.

Na segunda aplicação, novamente, o efeito mais acentuado da volatilização ocorreu nos primeiros dias. Aos 7 DAA, 70 % da volatilização já havia ocorrida na urina, e 85% nas fezes. Nessa aplicação, a magnitude da volatilização da urina do tratamento Bb+N foi menor que da urina dos outros tratamentos (Figura 7), fato que pode estar associado ao baixo teor de N encontrado na urina desse tratamento (Tabela 6).

De maneira geral, houve um aumento na magnitude da volatilização da NH₃ das fezes na segunda aplicação nos 3 primeiros DAA, principalmente no 1º DAA, quando nas fezes, a quantidade volatilizada de N-NH₃ superou a urina em todos os tratamentos. A dinâmica de volatilização de NH₃ é complexa, com influência de vários fatores. Definir o mais importante fator responsável para um aumento ou decréscimo nas emissões é uma tarefa complexa. Também, a diferença nas condições climáticas entre as duas aplicações pode ter alterado a dinâmica do fluxo de volatilização das fezes. Na primeira aplicação, 20 dias antes da instalação do experimento, a precipitação acumulada foi de 39 mm, enquanto na segunda aplicação foi de 8,5 mm. A temperatura média na época da primeira aplicação foi de 22 °C, na segunda aplicação houve um aumento para 28 °C. O clima mais quente e seco pode ter afetado a magnitude da volatilização das fezes, principalmente no 1º DAA, quando as fezes ainda mantêm alto teor de umidade, e a diferença de umidade pode ter favorecido a maior volatilização nessa aplicação.

A quantidade de N-NH₃ emitida em relação ao teor total de N das excretas (Fator de Emissão - FE), não diferiu estatisticamente para a interação tipo excreta x época de aplicação, de modo que foram analisados os efeitos simples dos fatores. Apesar do FE médio da segunda aplicação ter sido maior que na primeira aplicação (Tabela 8), 2,4% e 1,5%, respectivamente, estatisticamente foram iguais ($P>0,05$).

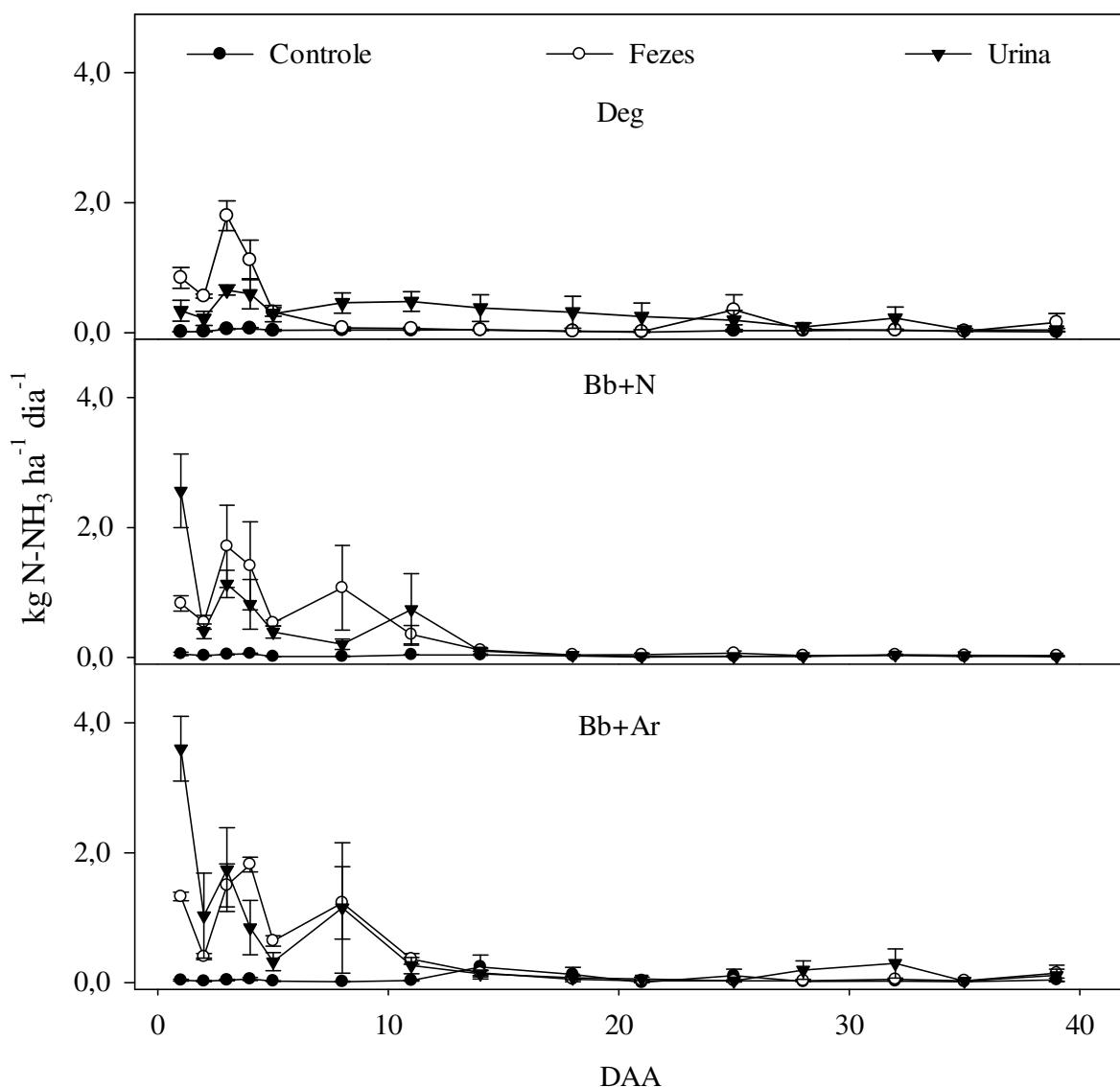


Figura 6. Volatilização de amônia de fezes e urina artificialmente depositadas no solo de três sistemas de pastejo, degradado (Deg), capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em agosto de 2018, Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão das médias.

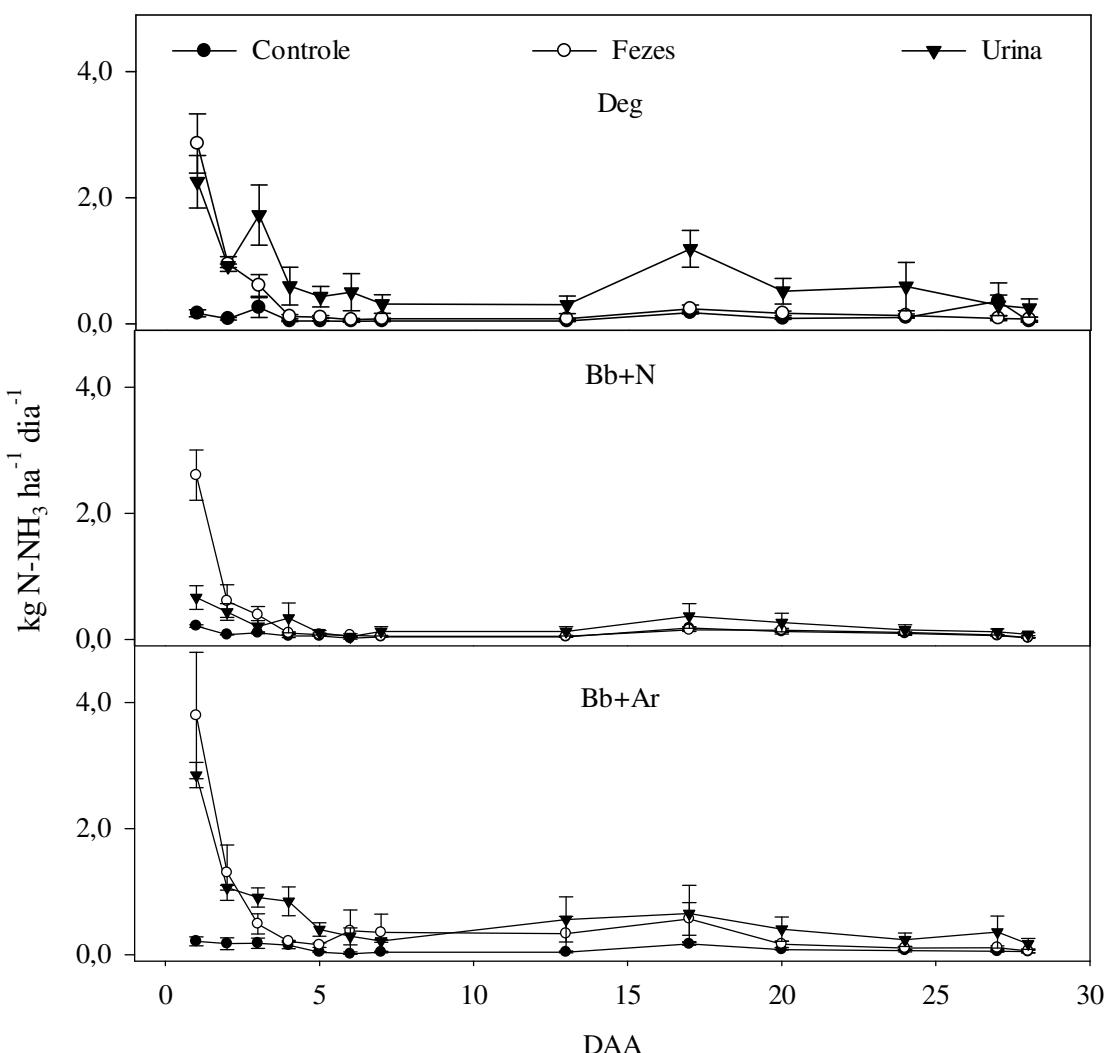


Figura 7. Volatilização de amônia de fezes e urina artificialmente depositadas no solo de três sistemas de pastejo, degradado (Deg), capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em fevereiro de 2019, Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão das médias.

Tabela 8. Porcentagem de N-NH₃ volatilizado nas fezes e urina, aplicados ao solo em agosto de 2018 (1º aplicação) e fevereiro de 2019 (2º aplicação), em Itabela - BA

	N-NH ₃ Volatilizada (%)			
	1º Aplicação		2º Aplicação	
	Fezes	Urina	Fezes	Urina
Deg	0,17 ± 0,02 b	2,37 ± 0,77 a	0,16 ± 0,02 c	6,80 ± 2,61 a
Bb+N	0,18 ± 0,03 b	2,43 ± 0,68 a	0,15 ± 0,04 c	1,98 ± 0,89 bc
Bb+Ar	0,19 ± 0,00 b	3,60 ± 1,11a	0,26 ± 0,04 c	5,22 ± 1,32 ab

Médias seguidas de letras minúsculas diferentes dentro da mesma época de aplicação diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05)

Nas fezes, o FE médio das duas aplicações do tratamento Bb+Ar foi de 0,23%, maior que dos outros tratamentos ($P<0,05$) Deg e Bb+N, onde o FE médio das fezes foi de 0,17%.

Não houve diferença entre os tratamentos no FE da urina para Deg, Bb+N e Bb+Ar que obtiveram FE médios de 4,6%, 2,2% e 4,4%, respectivamente. Em todos os tratamentos, houve maior FE da urina do que das fezes (Tabela 8).

Apesar da quantidade de N aplicado como excretas ter sido menor na segunda aplicação, o FE foi maior, fatores climáticos podem ter sido os responsáveis por essa elevação. A variação sazonal na volatilização de NH_3 é algo já observado na literatura (PETERSEN et al., 1998). No Brasil, Cardoso et al. (2019) observaram variação na volatilização de NH_3 de urina e fezes aplicados em diferentes épocas do ano, durante a época seca de 2012, os autores obtiveram um FE de 20,9% para urina, contudo, no ano de 2013, independente da época do ano, o FE foi de 7,6%.

No mês da segunda aplicação houve uma redução na precipitação acumulada, além do aumento da temperatura, em comparação à primeira aplicação (Figura 8). Na segunda aplicação, a média da temperatura do solo nas primeiras cinco coletas foi de 29,9 °C, enquanto na primeira aplicação foi de 21,9 °C (Figura 8). Maiores temperaturas podem aumentar a volatilização de NH_3 (MULVANEY et al., 2008) devido ao aumento da turbulência na atmosfera que consequentemente aumenta o transporte de NH_3 e também a evaporação. No caso das fezes, o aumento da temperatura pode ainda elevar a concentração de NH_3 na superfície das fezes (SOMMER & HUTCHINGS, 2001). Além disso, a cobertura vegetal dos tratamentos estava menos densa, esse fator associado à temperatura e precipitação podem ter influenciado na maior volatilização na segunda aplicação.

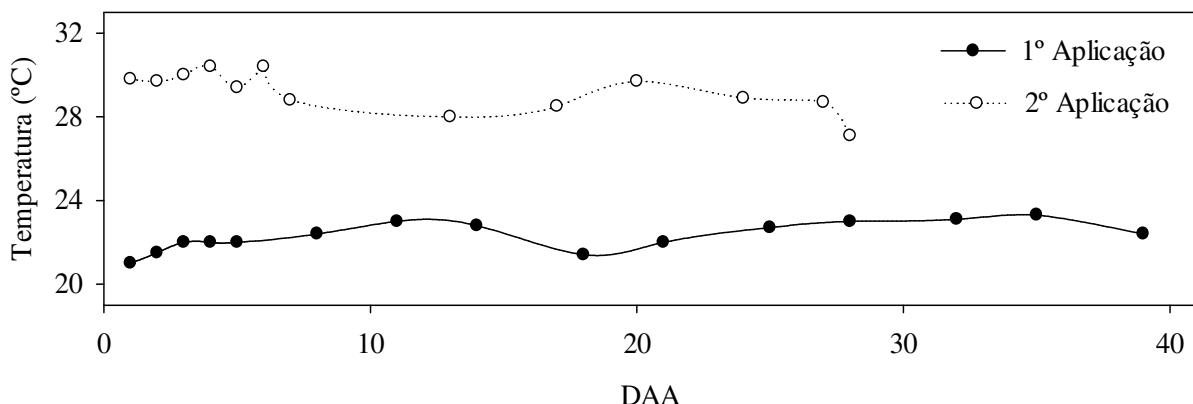


Figura 8. Temperatura do solo nas coletas de volatilização de NH_3 devido a deposição de excretas no solo em duas aplicações em Itabela – BA.

Apesar da volatilização acumulada de NH_3 das fezes ter sido semelhante à volatilização acumulada da urina (Tabela 7), os FE das fezes foram em média 20 vezes menor que os FE da urina (Tabela 8). A diferença nos FE está relacionada com a forma do N em cada excreta. O N nas fezes é majoritariamente orgânico, insolúvel e consiste principalmente de material não digerido e produtos do metabolismo fecal, apenas uma pequena porção do N nas fezes está na forma mineral. Ettala & Kreula (1979) e Kebreab et al. (2001) relatam que em torno de 3,7% do N nas fezes está na forma de ureia e amônio. Em contrapartida, na urina, a forma predominante de N é a ureia que representa entre 52% e 93% do N total (DIJKSTRA et al., 2013). Ureia é altamente solúvel em água e pode ser rapidamente hidrolisada pela enzima urease presente no solo elevando os teores de NH_4^+ do solo dias após a aplicação (Figura 9). Portanto, N da urina é muito mais suscetível às perdas do que o N das fezes, tanto via emissão de gases quanto por lixiviação (CAI & AKIYAMA, 2016).

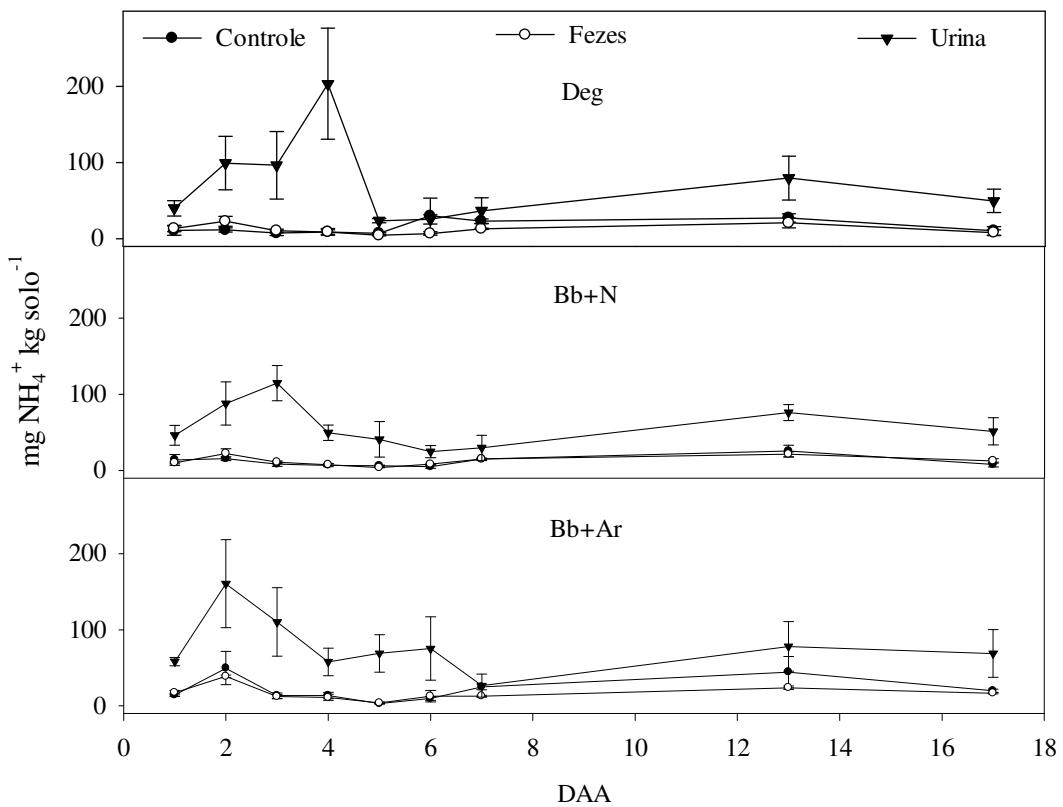


Figura 9. Teores de NH_4^+ no solo da área controle, e sob a deposição de urina e fezes, na segunda deposição de excretas em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Alguns dias após a aplicação das fezes ocorreu à formação de uma crosta na superfície das placas de fezes, como já relatado na literatura (PETERSEN et al., 1998; LESSA et al., 2014). Supõem-se que esta crosta pode limitar a difusão de gases entre as fezes e a atmosfera, podendo esse ser um dos fatores que também contribuiu para os baixos valores de FE das fezes.

Na micção, uma quantidade elevada de N é adicionada no solo, excedendo a capacidade de absorção das plantas. Além disso, geralmente os teores de C no solo são inadequados para permitir uma imobilização de altas proporções do N da urina (MULVANEY et al., 2008). A dissociação entre NH_3 e NH_4^+ na solução do solo depende do pH ($pK_a = 9,5$), em condições mais elevadas de pH, a forma NH_3 é favorecida. Acontece que após a deposição de urina no solo, o pH se eleva devido a reação de hidrólise da ureia, o que favorece a volatilização de NH_3 . Vallis et al. (1982) observaram que de 2 a 6 h após a aplicação de urina houve aumento de 3 unidades de pH na camada de 0 a 0,5 cm de solo, e que o pH somente começou a diminuir dois dias após a aplicação.

Os FE obtidos para volatilização de NH_3 de fezes e urina estão na faixa inferior daqueles encontrados por Cai & Akiyama (2016), que relataram FE de 1,69 % e 12,4% para fezes e urina, respectivamente. Mulvaney et al. (2008), dependendo da época de aplicação, encontraram FE na urina entre 1,8% e 20,9%. No Brasil, no estado de Goiás, Lessa et al. (2014) observaram FE de 4,3% e 20,8% para fezes e urina, respectivamente. Em São Paulo, Cardoso et al. (2019) encontraram FE para urina entre 5,0% e 20,9% e para fezes entre 2,0% e 12,4%.

A volatilização de NH₃ é um processo complexo, influenciado por propriedades do solo e condições climáticas, além de fatores como manejo e dieta ingerida pelo animal, que afeta na quantidade e partição de N nas excretas (PETERSEN et al., 1998; CAMERON et al., 2013). Isso resulta em ampla faixa de variação da volatilização de NH₃ entre os estudos. Os baixos FE do presente estudo podem ser resultado de uma conjuntura de fatores, como o baixo teor de N nas excretas, diminuindo o potencial de perdas. Além disso, o solo mais ácido (Tabela 1) não favorece a volatilização. Apesar do maior potencial de solos com baixa CTC em emitir NH₃, a área de estudo possui solo de textura arenosa nos primeiros 20 cm, que pode ter favorecido a maior infiltração da urina, e reduzido à volatilização de NH₃.

Nas condições de manejo e edafoclimáticas avaliadas, o uso do valor “*default*” do IPCC (2006) para a fração das excretas que são volatilizadas (FracGASM) de 20% superestima a proporção do N que é volatilizado, e ainda este fator não faz distinção entre fezes e urina. Como foi observado nas duas aplicações realizadas, existem grandes diferenças nos FE entre fezes e urina (Tabela 8), resultados que corroboram com o que já vem sendo observados em diferentes ambientes (MULVANEY et al., 2008; LESSA et al., 2014).

5.5.2 Volatilização de NH₃ da Ureia

Na primeira aplicação de ureia para avaliar a volatilização de NH₃, em julho de 2018, o monitoramento foi realizado por 21 dias, somando 10 coletas. Na segunda aplicação, em março de 2019, foram realizadas 13 coletas em 24 dias de avaliação. A quantidade de N-NH₃ volatilizada da área controle na primeira e segunda aplicação foi de $0,13 \pm 0,02$ e $0,41 \pm 0,03$ kg N-NH₃ ha⁻¹, respectivamente.

A quantidade de N-NH₃ emitida pela ureia não diferiu estatisticamente entre as duas épocas de aplicação. Na primeira aplicação de ureia, $1,18 \pm 0,18$ kg N-NH₃ ha⁻¹ do fertilizante foi perdido via volatilização de NH₃, representando 1,97% ($\pm 0,31$) do N aplicado. Na segunda aplicação, a perda foi de $1,50 \pm 0,36$ kg N-NH₃ ha⁻¹, representando 2,50% ($\pm 0,60$) do N aplicado. Na primeira aplicação, 66% da volatilização de NH₃ ocorreu até 2 DAA, a partir desse ponto, a volatilização foi muito próxima da área controle e raramente ultrapassou 0,05 kg N-NH₃ ha⁻¹ dia⁻¹. Na segunda aplicação, o comportamento do fluxo de volatilização foi semelhante (Figura 10), com a maior parte da volatilização ocorrendo nos primeiros DAA. Aos 2 DAA, apenas 34% da volatilização havia ocorrido e somente aos 7 DAA a volatilização alcançou 67%, havendo picos de volatilização maiores que da primeira aplicação entre 3 e 7 DAA. Os picos de volatilização nos primeiros DAA podem indicar intensa atividade da urease nesse período, já que para ocorrer volatilização de NH₃ a ureia precisa ser hidrolisada.

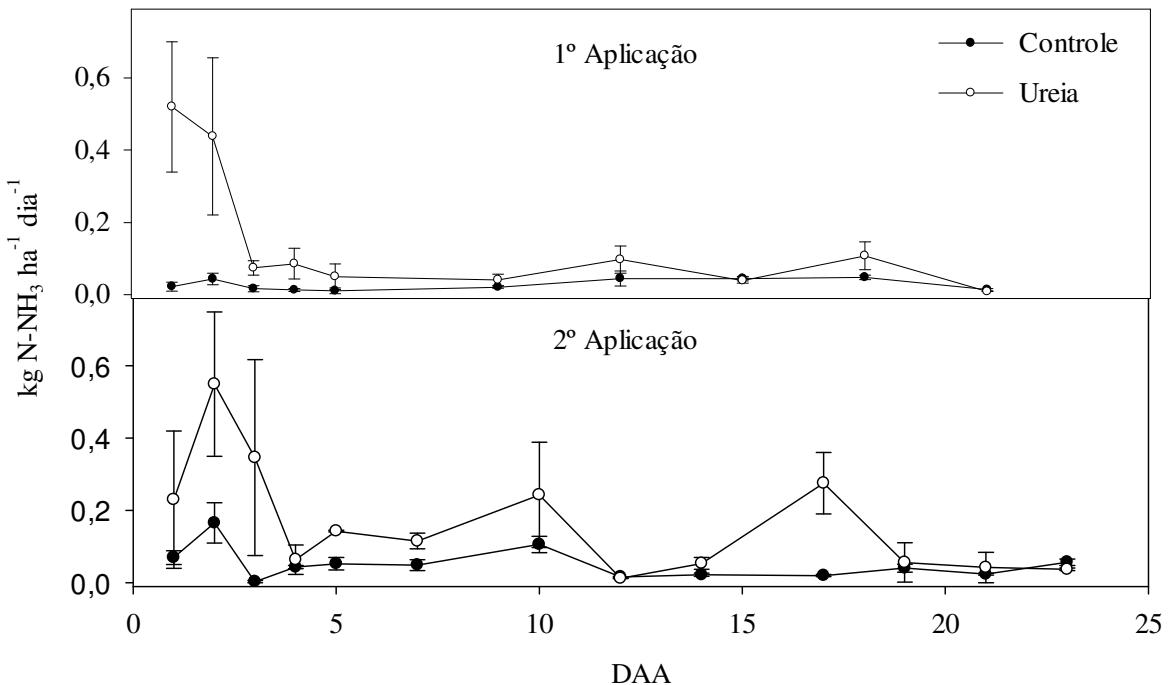


Figura 10. Fluxo de volatilização de N-NH₃ devido a adição de ureia (60 kg N ha⁻¹) no solo em duas épocas de aplicação distintas, julho de 2018 (1^a aplicação) e março de 2019 (2^a aplicação), Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Os fluxos de NH₃ volatilizada da aplicação de fertilizantes dependem da interação de fatores relacionados ao fertilizante (fonte de N, dose, forma de aplicação) e práticas de manejo (ex. irrigação), que associadas às condições edafoclimáticas, regulam a magnitude da volatilização. A ureia, o fertilizante nitrogenado mais comum e utilizado no Brasil (IPNI, 2019), aplicada em superfície sem incorporação possui alto potencial de perda via volatilização de NH₃ (PAN et al., 2016). Contudo, a volatilização média das duas aplicações foi somente 2,24% do N aplicado, um valor que pode ser considerado baixo. A aplicação de ureia (120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) foi parcelada em duas doses de 60 kg N ha⁻¹, doses relativamente baixas que pode ser um dos fatores que contribuiu para esse resultado. Rochette et al. (2013) e Zaman et al. (2013) relatam que a volatilização de NH₃ pode aumentar exponencialmente com a elevação da dose do fertilizante, indicando que quanto mais ureia é adicionado ao solo, maior é a proporção do N perdido como NH₃, especialmente em solos ácidos.

A volatilização de NH₃ é a consequência da transferência (difusão) do NH₃ da solução do solo para a atmosfera, é regulada pela concentração total de N amoniacal, e pela resistência de transporte do NH₃ entre a solução e a atmosfera (SOMMER et al., 2004). Na primeira aplicação, ocorreram chuvas de 5,8 e 8,4 mm nos 2 e 3 DAA, respectivamente. Na segunda aplicação aos 2, 3 e 4 DAA a precipitação foi de 6,4, 8,6 e 8 mm, respectivamente. O regime de precipitação foi similar em ambas as aplicações, com chuvas ocorrendo nos primeiros dias do experimento que cessaram nos últimos dias da avaliação. Na primeira aplicação, a precipitação acumulada nos primeiros 5 dias de condução do experimento foi de 22,1 mm, enquanto na segunda aplicação foi de 26,6 mm (Figura 11).

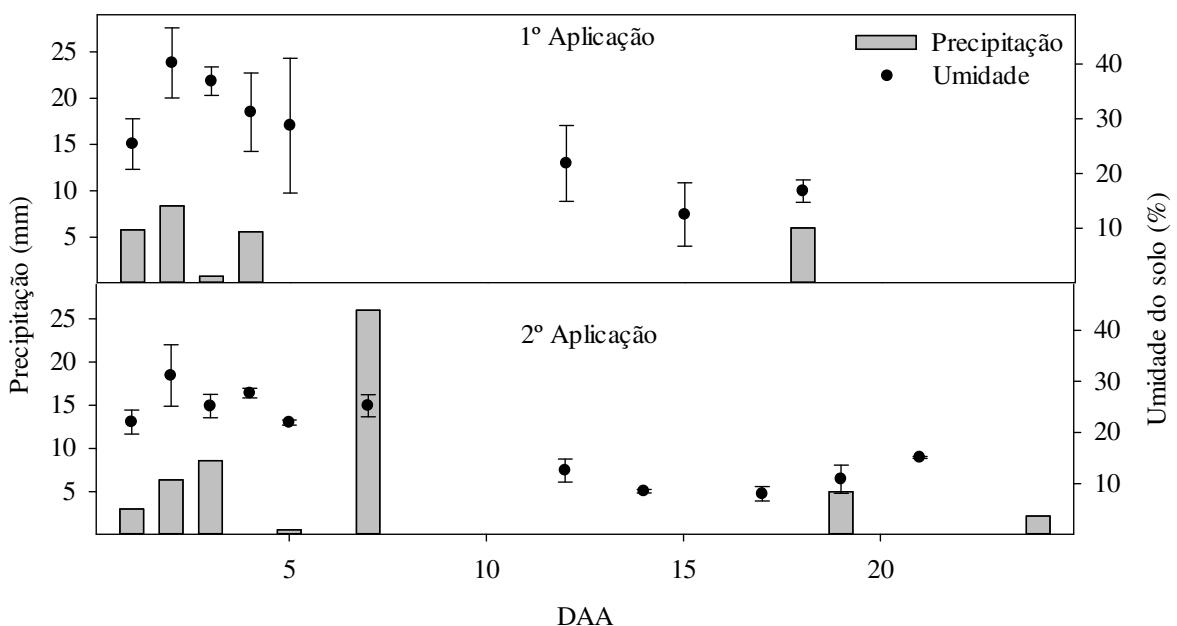


Figura 11. Precipitação e umidade do solo durante a avaliação da volatilização de NH₃ em duas épocas de aplicação distintas, julho de 2018 (1^a aplicação) e março de 2019 (2^a aplicação), Itabela - BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Zaman et al. (2013) observaram efeito mitigador na volatilização de NH₃ utilizando lâminas de irrigação de 5 e 10 mm, 8 horas após a aplicação de ureia. O mesmo não foi observado quando as lâminas foram aplicadas 24 e 48 h após a fertilização. Considerando que a hidrólise da ureia e volatilização de NH₃ geralmente são mais intensas horas após a fertilização, as chuvas que ocorreram antes da instalação do experimento, aumentando o teor de umidade do solo, e que seguiram até 5 DAA, associadas à baixa dose de N aplicada, podem ser responsáveis pelas baixa taxas de volatilização. A água, por meio da hidrólise da ureia, tem potencial para aumentar a volatilização de NH₃ em certas condições, como por exemplo, em solos com baixa umidade. As chuvas, associadas à textura arenosa do solo, podem ter incorporado os grânulos de ureia para camadas sub-superfícias do solo, dessa forma, diluindo o conteúdo de NH₄⁺ na solução, e aumentando a resistência à difusão, reduzindo a volatilização de NH₃ (SOMMER et al., 2004).

Frente ao alto potencial de perda da ureia, a volatilização de NH₃ encontrada foi baixa. Cardoso et al. (2019), trabalhando em pastagens de braquiária, encontraram perdas que variaram entre 10,8 e 22,9% do N aplicado. Zaman et al. (2013), estudando a volatilização de NH₃ da ureia em pastagens na Nova Zelândia, observaram perdas de 18,3 e 21,8% de aplicações de 30 e 60 kg N ha⁻¹, respectivamente. Bouwman et al. (2002) observaram volatilização de ureia entre 18 e 26% do N aplicado. Além disso, os autores observaram que em pastagens, independente do fertilizante aplicado, 15,9% do N aplicado foi volatilizado, estimaram a perda global de N via volatilização entre 10 e 19%. Estimativa próxima a encontrada por Pan et al. (2016), que encontraram uma volatilização global média de 18%, com variação foi entre 0,9 e 64%.

Baseado no trabalho de Mosier et al. (1998), o IPCC propõe que na elaboração de relatórios e inventários, para países que não dispõe de dados suficientes, 10% do N dos fertilizantes é perdido como volatilização de NH₃ (FRACGASF). Embora esse valor possa subestimar as emissões em alguns casos (CARDOSO et al., 2019), para as condições

edafoclimáticas estudadas e práticas de manejo adotadas no presente estudo, o uso do FRACGASF do IPCC superestimou a volatilização de NH₃ registrada neste estudo.

5.5.3 Emissões de N₂O das Excretas

A primeira aplicação de excretas foi feita em 01/08/2018 e as avaliações foram conduzidas por 176 dias totalizando 29 coletas. A segunda aplicação ocorreu em 22/02/19 e as avaliações forma conduzidas por 203 dias, somando 40 coletas. A época de aplicação influenciou na quantidade de N das excretas, de modo que, para ambas as excretas, a quantidade de N aplicado na segunda aplicação foi menor, quando comparada com a quantidade de N da primeira aplicação ($P<0,01$ - Tabela 9).

Na primeira aplicação, a quantidade de N aplicada como fezes foi menor que a quantidade aplicada como urina em todos os tratamentos. No entanto, na segunda aplicação, a urina do tratamento Bb+N apresentou quantidade similar as fezes dos tratamentos Bb+Ar e Deg (Tabela 9). Na primeira aplicação, a quantidade de N nas fezes do tratamento Deg foi menor que dos tratamentos Bb+N e Bb+Ar ($P<0,05$). Na segunda aplicação, a menor quantidade de N foi observada no tratamento Bb+N. Para urina, na primeira aplicação, a quantidade de N dos tratamentos Bb+N e Bb+Ar não diferiram entre si, no entanto, foram diferentes da quantidade de N observada no tratamento Deg. Na segunda aplicação, a quantidade de N na urina entre os tratamentos foi diferente, e, como observado para as fezes, a urina do tratamento Bb+N foi a menor entre os tratamentos. A diferença na quantidade de N entre as épocas de aplicação pode ser explicada pela baixa disponibilidade de forragem no momento da coleta das excretas para instalação do trabalho, como foi explicado na avaliação da volatilização de NH₃. Teoricamente, os animais do tratamento Bb+Ar deveriam apresentar maior conteúdo de N nas excretas, principalmente na urina pela disponibilidade de amendoim forrageiro nas pastagens. Isso poderia elevar as emissões de N₂O devido à maior disponibilidade de N suscetível à perda. No entanto, na primeira aplicação, o teor de N das excretas foi similar entre Bb+Ar e Bb+N, ambas com teor maior que do tratamento Deg (Tabela 9). Na segunda aplicação, o teor de N das excretas de Bb+Ar diferiu dos demais tratamentos.

Tabela 9. Quantidade de N aplicado no solo como tratamento na forma urina e fezes em agosto de 2018 (1^a aplicação) e fevereiro de 2019 (2^a aplicação), para a avaliação dos fluxos de N₂O em Itabela – BA.

	g N câmara ⁻¹			
	1 ^a Aplicação*		2 ^a Aplicação*	
	Urina	Fezes	Urina	Fezes
Deg	4,30 ± 0,05 b	2,33 ± 0,10 d	3,22 ± 0,37 b	1,92 ± 0,03 c
Bb+N	5,95 ± 0,05 a	2,81 ± 0,10 c	2,28 ± 0,51 c	1,78 ± 0,04 d
Bb+Ar	6,09 ± 0,49 a	2,81 ± 0,01 c	3,50 ± 0,12 a	2,06 ± 0,05 c

Médias seguidas de letras minúsculas dentro da mesma época de aplicação diferiram estatisticamente pelo teste t LSD (0,05).

*Dados transformados para atender aos pressupostos de normalidade e homogeneidade

Na primeira aplicação, em todos os tratamentos, a emissão acumulada de N₂O das áreas controle foi semelhante às emissões das fezes (Tabela 10). A emissão acumulada de N₂O, devido à aplicação de urina, foram maiores que das fezes e da área controle. Esse efeito foi fortemente observado nos tratamentos Bb+Ar e Bb+N e, em menor grau, no tratamento Deg. Na segunda aplicação, a magnitude das emissões foi menor. Em média, a redução da emissão de N₂O da área controle foi de aproximadamente 33%. Nas fezes, a redução mais

acentuada ocorreu no tratamento Bb+N, aproximadamente 48%, enquanto as reduções nos tratamentos Deg e Bb+Ar foram de 36% e 30%, respectivamente. As reduções mais acentuadas ocorreram na urina, 53%, 94% e 87%, nos tratamentos Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Com isso, a emissão acumulada de N₂O da urina foi similar entre os tratamentos, além disso, no tratamento Bb+Ar a emissão acumulada de N₂O da urina foi similar a emissão das fezes.

Tabela 10. Quantidade de N-N₂O acumulado da área controle e da urina e fezes de bovinos de três sistemas de pastejo distintos, aplicadas no solo, em duas épocas de aplicação, agosto de 2018 (1^a aplicação) e fevereiro de 2019 (2^a aplicação) em Itabela – BA.

	g N-N ₂ O ha ⁻¹		
	Controle*	Fezes*	Urina*
1 ^a Aplicação			
Deg	3,01 ± 0,22 c	2,90 ± 0,12 c	6,93 ± 1,85 b
Bb+N	2,92 ± 0,07 c	3,54 ± 0,35 c	37,72 ± 13,20 a
Bb+Ar	3,14 ± 0,10 c	3,74 ± 0,23 c	25,20 ± 7,19 a
2 ^a Aplicação			
Deg	1,70 ± 0,08 f	1,86 ± 0,11 ef	3,26 ± 0,53 a
Bb+N	2,01 ± 0,34 cd	1,82 ± 0,31 de	2,41 ± 0,44 ab
Bb+Ar	2,37 ± 0,23 bcd	2,63 ± 0,13 abc	3,23 ± 0,37 a

Médias seguidas de letras minúsculas diferentes dentro de cada época de aplicação diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05)

*Dados transformados para atender aos pressupostos de normalidade e homogeneidade

Durante o monitoramento das emissões de N₂O, aproximadamente 9% das medições foram fluxos negativos de N₂O, representando um fluxo de N₂O da atmosfera em direção ao solo, ou seja, o solo estaria agindo como um consumidor de N₂O. Por vezes, o fluxo negativo de N₂O foi tratado como erro experimental devido ao método de coleta utilizado (câmaras). Quando os fluxos medidos são muito baixos e próximos ao limite de detecção dos aparelhos, também poderiam ser considerados como artefatos. No entanto, o consumo de N₂O já foi relatado em diferentes ecossistemas (SCHLESINGER, 2013).

Devido aos maiores valores de consumo de N₂O serem observados em terras alagadas e solos turfosos, condições anaeróbicas e de baixa disponibilidade de N-mineral, o consumo de N₂O ficou associado à desnitificação. No entanto, o registro de fluxos negativos de N₂O em diferentes condições edafoclimáticas, sugere que o consumo de N₂O pode resultar de diferentes condições, e outros mecanismos, além da desnitificação possam estar envolvidos no consumo de N₂O (CHAPUIS-LARDY et al., 2007). Wu et al. (2013) observaram consumo de N₂O em diferentes condições de disponibilidade de água e concentração de O₂, indicando outros mecanismos consumidores além da desnitificação.

Levantamento realizado por Chapuis-Lardy et al. (2007) mostraram consumo entre -0,0014 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ e -484 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Os valores de consumo compilados por Schlesinger (2013) permaneceram entre -1 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ e -207 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, no entanto, quase a totalidade foram entre -1 e -10 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, com valor médio de -4 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Uma vez que o consumo máximo observado no presente trabalho foi de, aproximadamente, -13 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, dentro do observado na literatura, e diante do potencial do solo em agir como consumidor de N₂O em diversas situações, os resultados negativos foram mantidos na confecção das figuras, e integrados nos cálculos.

A emissão acumulada de N_2O depende da magnitude dos picos de emissão de N_2O durante o monitoramento. A dinâmica distinta dos fluxos de N_2O entre as épocas de aplicação justifica a diferença observada na emissão de N_2O acumulado (Tabela 10). Durante a primeira aplicação, as áreas controle tiveram picos de emissão de 42,6; 29,0 e 39,2 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. No tratamento Deg, a aplicação de fezes não alterou as emissões, o maior pico de emissão de N_2O registrado foi de 35,4 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, nos tratamentos Bb+N e Bb+Ar, a aplicação de fezes elevou os picos de emissão para 82,2 e 56,4 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, respectivamente.

O fluxo de N_2O da urina do tratamento Deg apresentou comportamento distinto dos outros tratamentos, o pico de emissão no tratamento Deg ocorreu 33 DAA, alcançando 94,4 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, e perdurou até 50 DAA. Em contraste, os picos de emissão dos tratamentos para Bb+N e Bb+Ar, foram de maior magnitude e ocorreram mais próximo da aplicação. No tratamento Bb+N os maiores picos de emissão foram registrados entre 1 e 29 DAA, com o maior pico de 564,1 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ocorrendo 12 DAA. No tratamento Bb+Ar o efeito da aplicação da urina foi mais curto, perdurando até 15 DAA, o maior pico de emissão foi de 559,6 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e ocorreu 1 DAA (Figura 12).

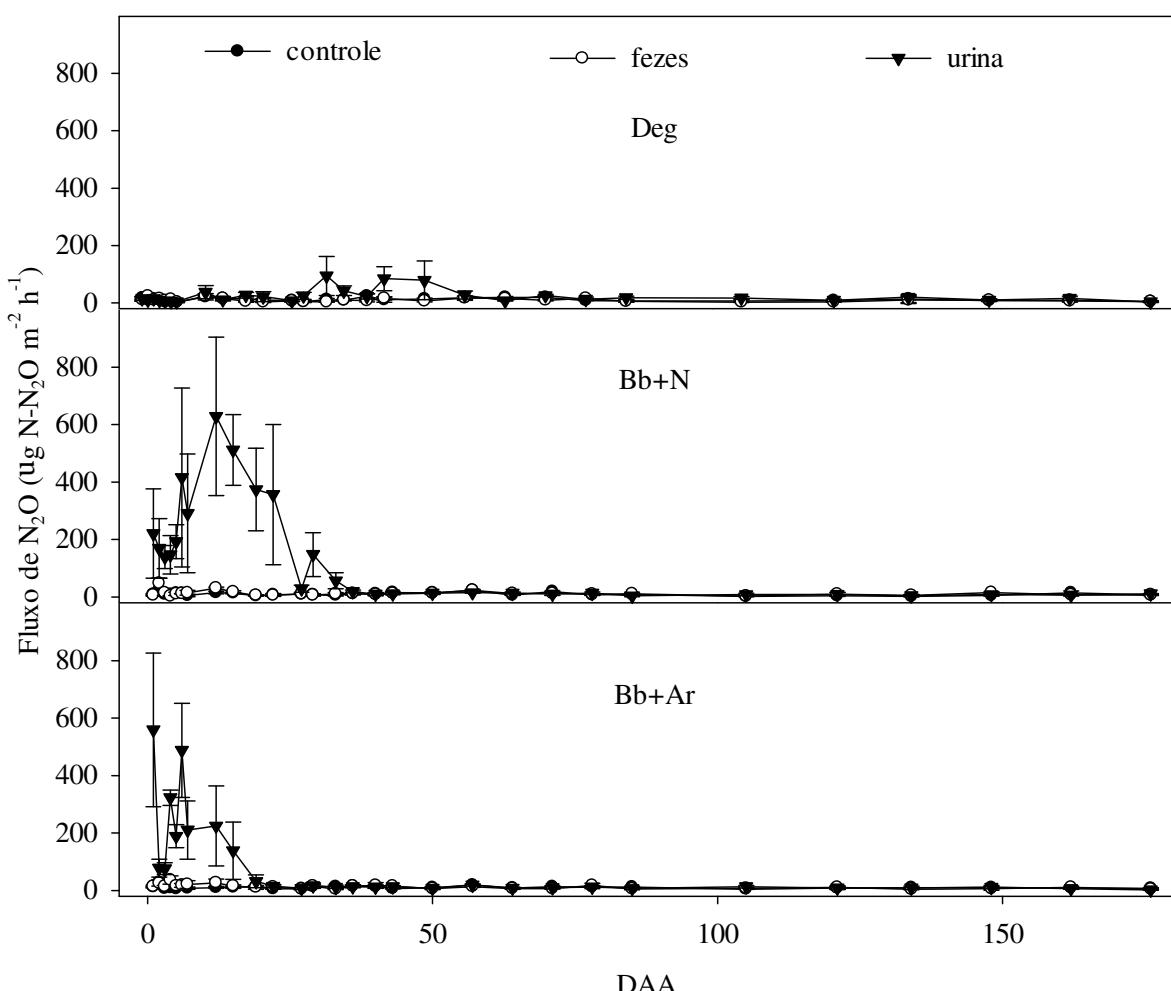


Figura 12. Fluxo de N_2O da área controle e da aplicação de fezes e em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com Amendoim forrageiro (Bb+Ar), agosto de 2018, Itabela-BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Na segunda aplicação, os picos de emissão de N₂O das áreas controle foram similares aos da primeira aplicação, 32,1; 38,9 e 43,4 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, em Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente (Figura 13). Contudo, diferentemente da primeira aplicação, o efeito da deposição de excretas nos fluxos de N₂O foi baixo. Nas fezes, Deg, Bb+N e Bb+Ar, tiveram picos de 20,2; 20,5 e 22,6 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, respectivamente. Na urina, foi observada elevação nos fluxos até 5 DAA, quando os fluxos retornaram aos níveis de emissão do controle. Na urina do tratamento Deg, os fluxos de N₂O foram maiores entre 33 DAA e 54 DAA, com o pico máximo de emissão de 34,4 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, ocorrido 47 DAA. No tratamento Bb+N o pico máximo de emissão de 29,7 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ ocorreu 47 DAA. Entre 33 e 49 DAA os maiores picos de emissão foram registrados. No tratamento Bb+Ar, o pico de emissão ocorreu 33 DAA, 37,7 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, entre 29 e 35 DAA os fluxos se elevaram além das emissões de “background” (Figura 13).

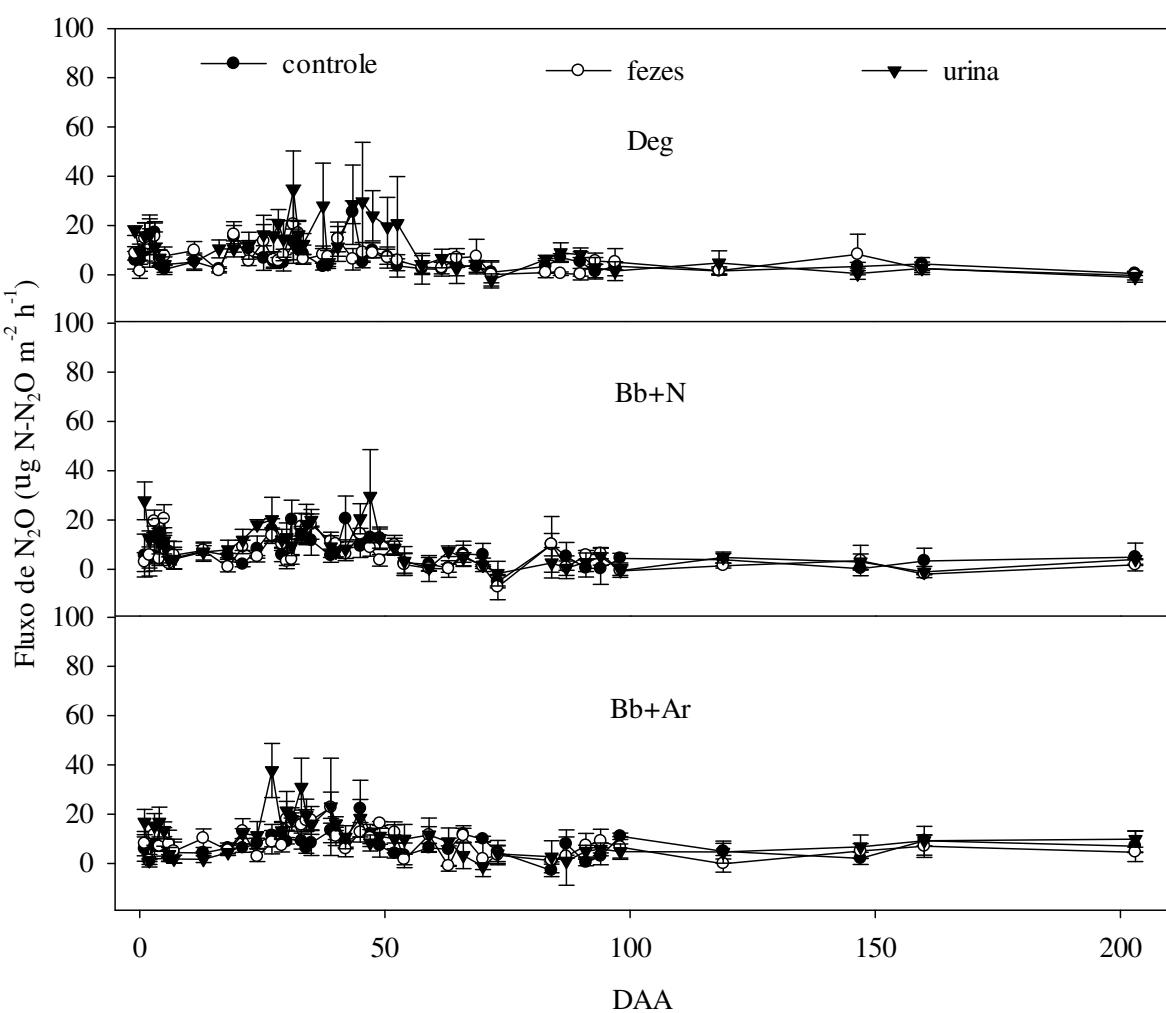


Figura 13. Fluxo de N₂O da área controle e da aplicação de excretas (fezes e urina) em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar), fevereiro de 2019, Itabela-BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

A aplicação de fezes não influenciou nos teores de NH₄⁺ do solo em nenhum dos tratamentos (Figura 14). O maior valor observado de NH₄⁺ no solo após a aplicação de fezes foi de aproximadamente 10 mg NH₄⁺ kg solo⁻¹. Em contraste, a aplicação de urina elevou

substancialmente os teores de NH_4^+ no solo. No tratamento Deg foi observado pico de aproximadamente 200 mg NH_4^+ kg solo $^{-1}$ no 4 DAA. No tratamento Bb+N, o maior teor de NH_4^+ ocorreu 3 DAA e atingiu aproximadamente 115 mg NH_4^+ kg solo $^{-1}$. No tratamento Bb+Ar o máximo de NH_4^+ foi de 160 NH $_4^+$ kg solo $^{-1}$ e ocorreu 2 DAA.

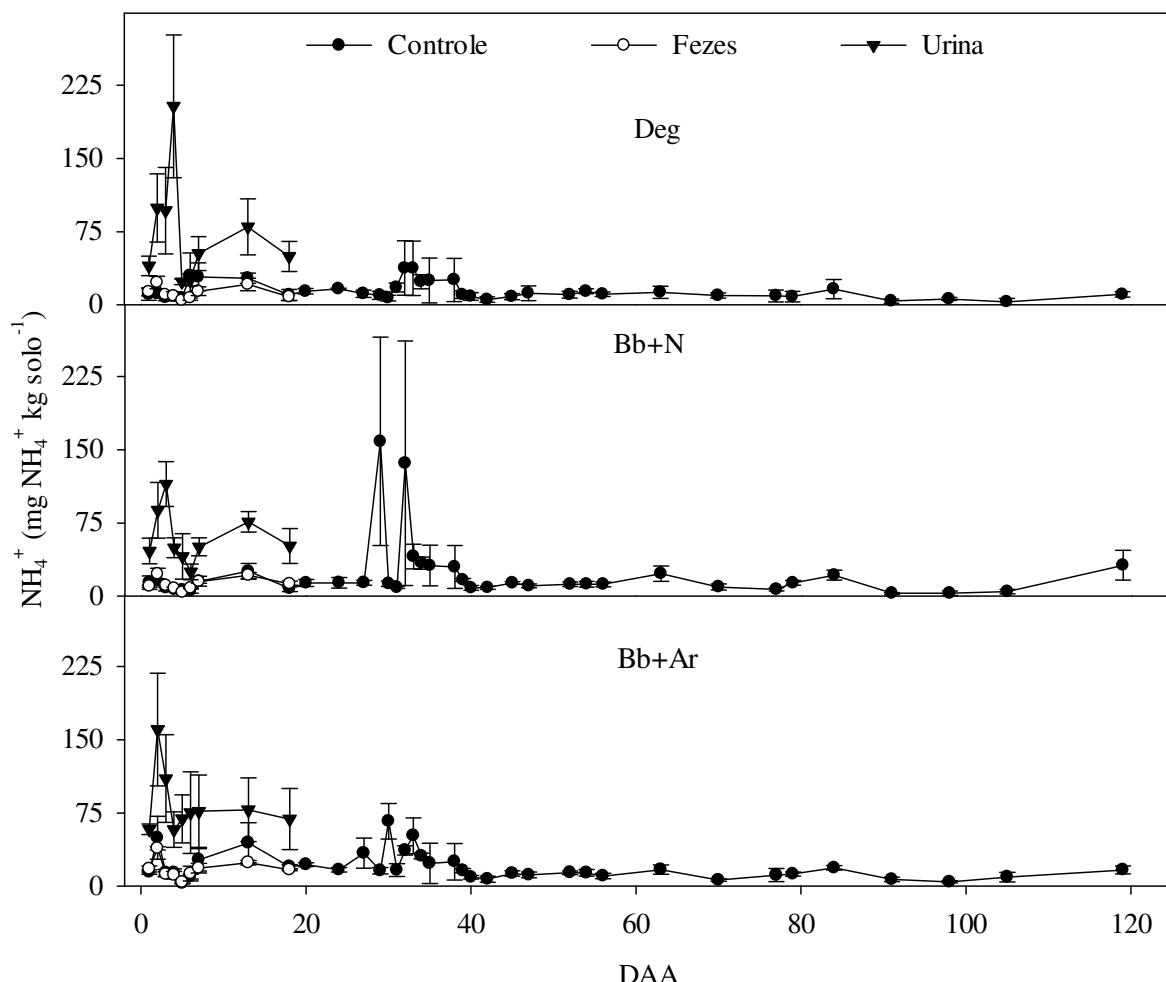


Figura 14. Teor de NH_4^+ no solo, 0-10 cm, da área controle e após a aplicação de urina e fezes em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar), fevereiro de 2019, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

O efeito da aplicação das excretas nos teores de NO_3^- no solo foi semelhante ao observado para NH_4^+ , contudo, com intensidade menor (Figura 15). Os teores mais elevados ocorreram até 2 DAA, o maior teor ocorreu no tratamento Bb+Ar, aproximadamente, 90 mg NO_3^- kg solo $^{-1}$. Os teores máximos observados para Deg e Bb+N foram, aproximadamente, 71 e 65 mg NO_3^- kg solo $^{-1}$, respectivamente.

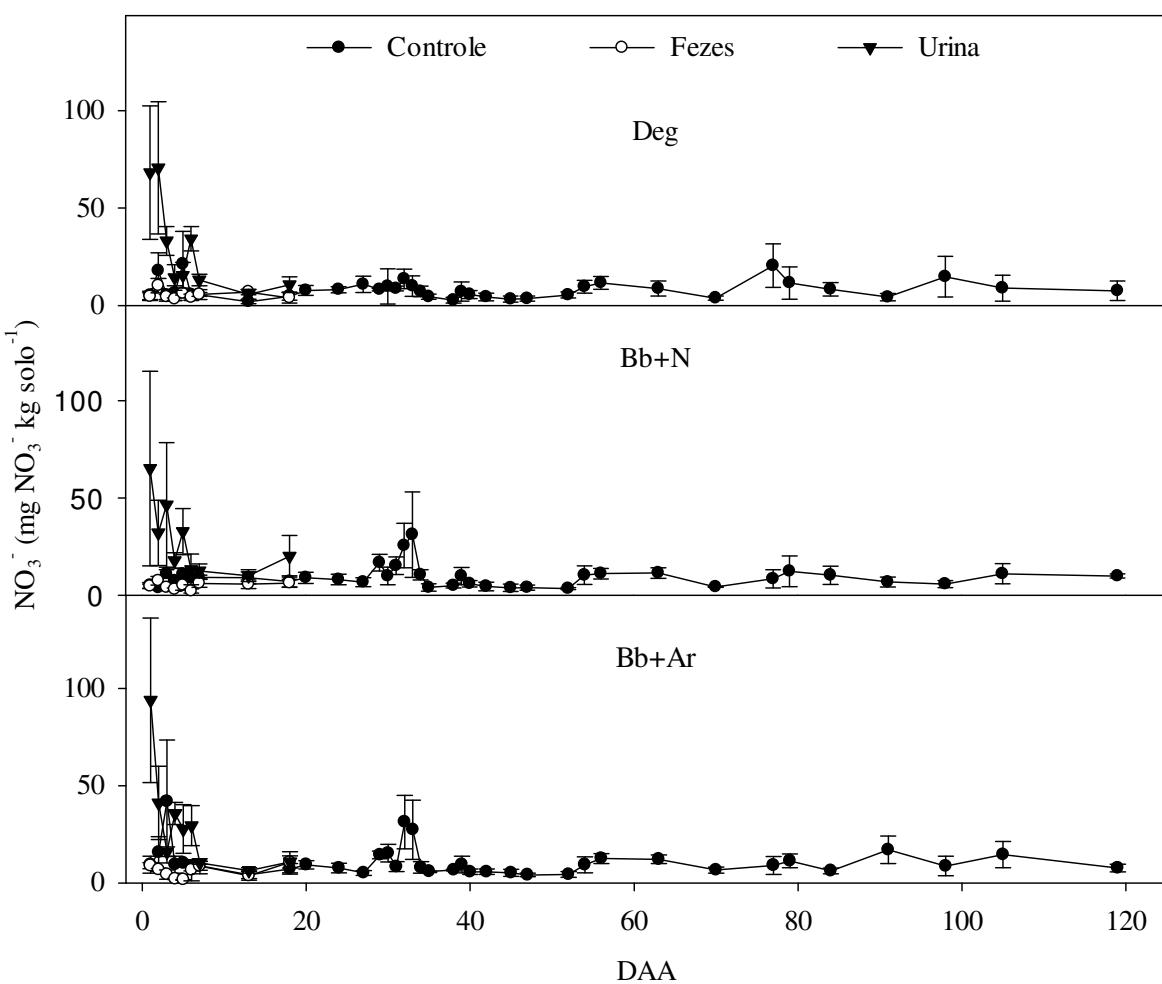


Figura 15. Teor de NO_3^- no solo, 0-10 cm, da área controle e após a aplicação de urina e fezes em pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar), fevereiro de 2019, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

As diferenças nos teores de N-mineral do solo após a aplicação de urina, ou fezes, já foram observadas por outros autores (SORDI et al., 2013; LESSA et al., 2014), e podem ser atribuídas as diferentes formas de N que predominam em cada uma das frações. Conforme observado por Sordi et al. (2013), enquanto a maior parte do N aplicado como fezes permanece aprisionado dentro da placa de fezes, todo o N aplicado como urina é incorporado no solo imediatamente após a aplicação.

O fluxo de N_2O é resultado de uma complexa interação biológica, física e química, envolvendo microrganismos e fatores edafoclimáticos. O modelo conceitual “*hole in the pipe*” proposto por Firestone e Davidson (1989) descreve a regulação das emissões de N_2O em dois níveis, são eles; fatores que regulam as taxas de desnitrificação e nitrificação, e fatores que controlam a proporção relativa entre os produtos finais desses processos. Disponibilidade de N mineral, aeração e umidade do solo, além de C disponível são alguns dos fatores que regulam a produção e emissão de N_2O (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013).

O fluxo de N_2O foi fortemente afetado pela época de aplicação, com fluxos acentuadamente menores na segunda aplicação (Figura 12 e 13). O regime de precipitação

ocorrido durante o monitoramento dos fluxos e alteração do espaço poroso preenchido por água (%EPPA) pode auxiliar no entendimento da dinâmica dos fluxos. Na primeira aplicação de excretas, em agosto de 2018, a precipitação acumulada dos 21 dias anteriores a aplicação somou 43,5 mm, com isso, no dia da aplicação das excretas o %EPPA da área Deg, Bb+N e Bb+Ar foram de 15,56%, 46,82% e 52,68%, respectivamente (Figura 16). Nos tratamentos Bb+N e Bb+Ar os maiores picos de N₂O ocorreram até 29 DAA, nesse período ocorreram 6 eventos de precipitação que somaram 26 mm e o %EPPA médio foi de 38,8 e 30,8%, respectivamente. No mesmo período, no tratamento Deg o %EPPA médio foi de 18,3%.

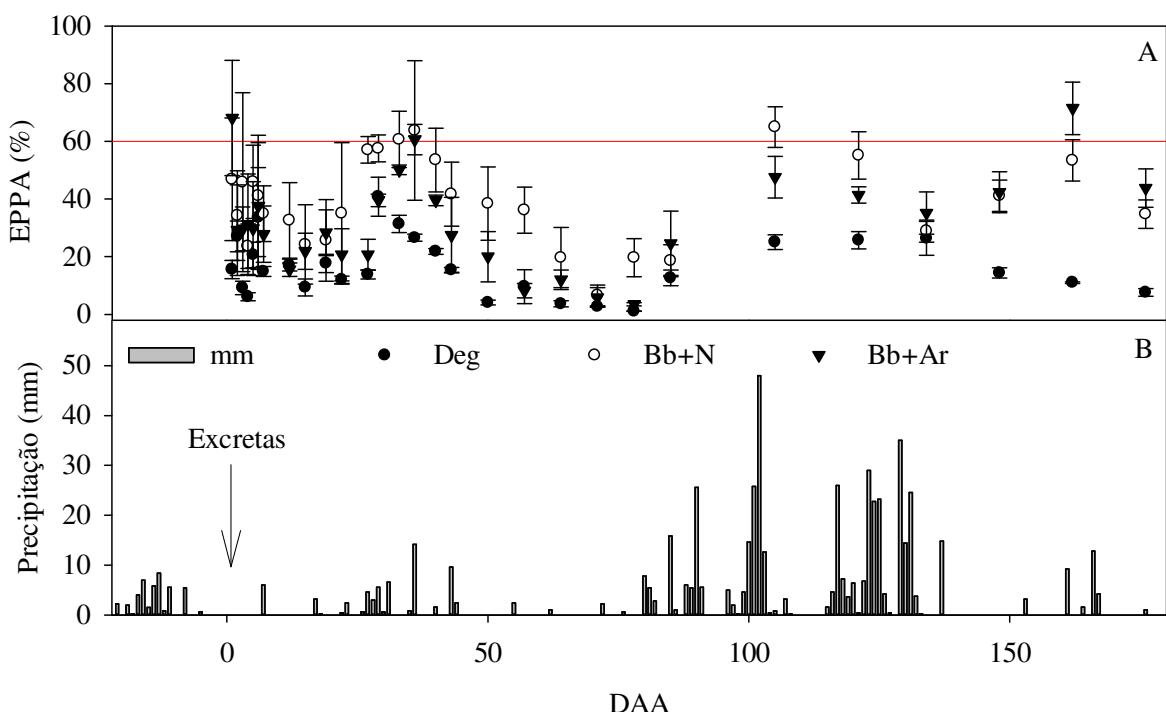


Figura 16. Espaço poroso preenchido por água (EPPA) de pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Bb+N) e capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) (A). Precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N₂O em Itabela – BA (B). A seta indica o momento da aplicação das excretas, em agosto de 2018. Barras verticais representam o erro padrão da média.

As áreas degradadas tiveram menor cobertura vegetal da área experimental com Bb+N e Bb+Ar e também são áreas com um menor teor de matéria orgânica (e carbono) no solo (Tabela 1). Isso, associado à textura arenosa do solo nos primeiros 20 cm, pode ter proporcionado maior infiltração da urina carreando o N para camadas mais profundas, que resultou em baixa capacidade de retenção de umidade não favorecendo altos fluxos de N₂O.

A precipitação total da primeira aplicação de excretas totalizou 521,8 mm, dos quais 12,8 mm ocorreram nos primeiros 25 DAA. Entre 95 e 104 DAA foram registrados 114 mm de precipitação, que elevou o %EPPA para 25,0%, 65,0% e 47,6%, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Apesar da elevação do %EPPA neste período, não foram registrados altos fluxos de N₂O. Com base na elevação dos teores de N-mineral observado na segunda aplicação, é possível inferir que o N-mineral e a umidade não foram limitantes para os fluxos de N₂O nos primeiros DAA. Contudo, após esse período mesmo com a elevação do %EPPA

que favorece as emissões de N_2O , não ocorreram altos fluxos de N_2O , que pode estar relacionado com a queda dos teores de N-mineral do solo.

Na segunda aplicação de excretas, a precipitação acumulada dos 21 dias antes da aplicação somou 8,5 mm. Com isso, no dia da aplicação o %EPPA das áreas era de 11,2%; 16,2% e 16,2% para Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. A primeira chuva ocorreu 1 DAA, mas foi de apenas 0,8 mm. Outra precipitação ocorreu 11-12 DAA somando 9,6 mm, nos primeiros 25 DAA a precipitação total foi de 11,8 mm (Figura 17). Nesse período o %EPPA médio foi de 4,96%; 7,61% e 7,10%, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Nos 24 e 25 DAA ocorreram chuvas de 17,4 e 11,4 mm, respectivamente, elevando o %EPPA para 29,2%; 39,8% e 30,6%, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Entretanto, os fluxos de N_2O não foram elevados. Nesse período o teor de N-mineral do solo estava baixo, indicando que mesmo com a elevação do %EPPA, a limitação de N-mineral restringiu os fluxos.

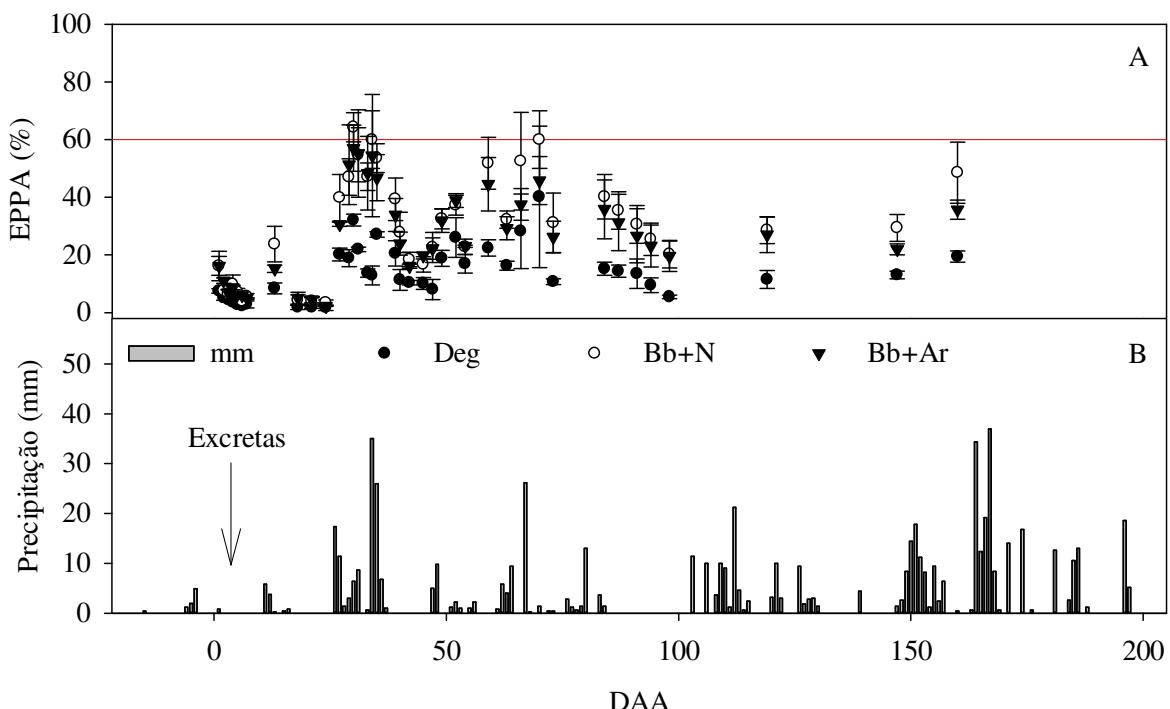


Figura 17. Espaço poroso preenchido por água (%EPPA) de pastagens degradadas (Deg), capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha^{-1} ano $^{-1}$ (Bb+N) e capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) (A), Precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N_2O em Itabela – BA (B). A seta indica o momento da aplicação das excretas, em fevereiro de 2019. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Tanto nitrificação como desnitrificação são influenciados pelo teor de água no solo. Segundo Davidson et al. (2000), emissões de N_2O oriundas da nitrificação tornam-se relevantes a partir de 40% de %EPPA até 60%, ponto em que a desnitrificação passa a ser o principal processo produtor de N_2O . No entanto, em valores de %EPPA acima de 80%, a emissão de N_2O diminui visto que a redução do N_2O ocorre até a produção de N_2 (DAVIDSON et al., 2000). A capacidade de retenção de água difere com relação à textura do solo. O solo da área experimental é de textura arenosa nos 20 cm iniciais e com isso possui baixa retenção de água. Esta textura arenosa pode ajudar a explicar os baixos fluxos de N_2O , principalmente na segunda aplicação, quando não ocorreu precipitação considerável nos

primeiros DAA. Ao longo do monitoramento dos fluxos de N₂O foram realizadas 231 coletas para avaliação da umidade do solo, e no tratamento Deg, apenas 14 coletas apresentaram o %EPPA entre 40 e 60% e apenas 4 coletas foram acima de 60%. Nos tratamentos Bb+N e Bb+Ar, 50 coletas apresentaram %EPPA entre 40 e 60%. %EPPA acima de 60% ocorreu em 21 coletas para Bb+N, e 35 coletas para Bb+Ar. Apenas a variação na retenção de umidade não responde pela totalidade da variação das emissões de N₂O, mas pode ser uma das razões pelos baixos fluxos observados.

A emissão de N₂O proveniente da aplicação de urina no Cerrado brasileiro em solos argilosos, quando a precipitação não foi limitante, foi aproximadamente 12000 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ (LESSA et al., 2014), aproximadamente 10 vezes maior que os fluxos observados no presente trabalho. No entanto, na época de seca os fluxos foram na ordem de 60 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ e só ocorreram após irrigação (LESSA et al., 2014). Cardoso et al. (2017), estudando o efeito de diversas variáveis de solo nas emissões de N₂O da urina, observaram em solos úmidos emissão acumulada 73% maior do que em solos secos.

O fator de emissão (FE) variou de acordo com o tipo de excreta e também com a época de aplicação ($P<0,01$). Na primeira aplicação, o FE das fezes foi estatisticamente igual entre os tratamentos, variando entre 0,02 e 0,51%, e diferiu do FE da urina. Para a urina, o FE maior foi do tratamento Bb+N; o FE do Deg e Bb+Ar foram semelhantes. Na segunda aplicação, os FE de fezes e urina foram iguais entre as excretas e tratamentos. O desdobramento das épocas de aplicação dentro das excretas apontou que o FE das fezes foi similar nas duas épocas de aplicação. Para urina, foram diferentes para todos os tratamentos (Tabela 11).

Tabela 11. Proporção de N perdido das fezes e urina no solo perdido via emissão de N-N₂O em agosto de 2018 (1º aplicação) e fevereiro de 2019 (2º aplicação) em Itabela – BA.

	N-N ₂ O Emitido (%)			
	1º Aplicação*		2º Aplicação*	
	Fezes	Urina	Fezes	Urina
Deg	0,11 ± 0,02 c	1,36 ± 0,54 Ab	0,33 ± 0,21	0,28 ± 0,16 B
Bb+N	0,29 ± 0,11 c	3,85 ± 1,36 Aa	0,11 ± 0,05	0,31 ± 0,16 B
Bb+Ar	0,04 ± 0,01 c	1,41 ± 0,64 Ab	0,14 ± 0,09	0,19 ± 0,10 B

*Dados transformados para atender os pressupostos de normalidade e homogeneidade

Médias seguidas de letras minúsculas diferentes dentro da mesma época de aplicação diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05)

Médias seguidas de letras maiúsculas diferentes nas linhas diferiram estatisticamente entre a as épocas de aplicação, teste LSD (0,05).

A ausência de letras indica igualdade estatística.

Estimativas do consumo animal (veja Capítulo I), com base na fibra em detergente neutro indigestível (FDNi), e produção fecal utilizando o marcador externo TiO₂ (dióxido de titânio), mostraram que na época da primeira aplicação, os animais consumiram, em média, 103,7 ± 4,7; 180,1 ± 6,5 e 198,1 ± 7,1 g N animal⁻¹ dia⁻¹, para Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Na segunda aplicação, o consumo foi de 91,1 ± 9,9; 87,3 ± 6,9 e 136,6 ± 14,0 g N animal⁻¹dia⁻¹, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. Na primeira aplicação não ocorreu restrição hídrica e com isso não houve limitação do crescimento da forragem, explicando os valores similares entre Bb+N e Bb+Ar. Vinte dias antes do início das coletas foi realizada a fertilização nitrogenada no tratamento Bb+N (60 kg N ha⁻¹), que contribuiu para aumentar a qualidade da forragem neste tratamento. Na época da segunda aplicação ocorreu restrição hídrica, o que explica a diferença de consumo de N entre as épocas. Dados de δ¹³C das fezes (Capítulo I) mostraram que na época da primeira aplicação, 13,6 ± 1,9% da

MS e 21% da proteína na dieta foi composta pelo amendoim forrageiro, na segunda aplicação o valor foi de $11,5 \pm 3,7\%$ MS e 23% da proteína. O maior teor de N e maior digestibilidade do amendoim forrageiro podem ter contribuído para aumentar o consumo, e elevar o teor de N das excretas.

Apesar da diferença no N das excretas na segunda aplicação, o FE foi semelhante para as excretas de todos os tratamentos. O período de estiagem provavelmente limitou as emissões de N₂O. Na primeira aplicação, apesar do teor de N semelhante entre a urina de Bb+N e Bb+Ar, o FE da urina de Bb+N foi maior. Para o cálculo do FE, a quantidade de N₂O da área controle é subtraída da quantidade de N₂O emitido da área onde foi aplicado o tratamento. As emissões da área controle do tratamento Bb+Ar foram, aproximadamente, 11% maior que as da área controle do tratamento Bb+N. Entretanto isso só explica em parte a diferença no FE, visto que as emissões da urina do tratamento Bb+Ar foram aproximadamente 50% menores que do tratamento Bb+N.

Os valores absolutos de volatilização de NH₃ do tratamento Bb+Ar foram maiores que do tratamento Bb+N, apesar de estatisticamente iguais. É possível que a mudança na rizosfera das pastagens com amendoim seja responsável por este efeito, devido à exsudação de compostos com capacidade de inibição dos processos de formação de N₂O. Luo et al. (2018) mostraram que as emissões de N₂O devido à aplicação de urina foram diferentes em função da cobertura vegetal do solo. No entanto, é uma hipótese que demanda confirmação científica, visto que ainda não existem trabalhos nesse sentido para amendoim forrageiro.

A diferença no regime de precipitação entre as épocas de aplicação das excretas influenciou fortemente os FE. Ao longo do monitoramento das emissões de N₂O, a precipitação ocorrida foi baixa principalmente na segunda aplicação de excretas (Figura 17), que resultou na diferença de FE entre as épocas de aplicação ($P<0,01$). Com isso, o %EPPA nos primeiros dias foi muito baixo, limitando os fluxos e resultando em baixo FE. O efeito da época de aplicação nas emissões de N₂O já foi relatado na literatura em diferentes ambientes (SORDI et al., 2013; LESSA et al., 2014; CARDOSO et al., 2019). Para as fezes, resultados similares foram encontrados por Mazzetto et al. (2014), que não observaram variação no FE entre épocas de aplicação. Lessa et al. (2014) observaram efeito marcante da época de aplicação nos FE, na época de seca, urina e fezes praticamente não foram fontes de N₂O. Visto a influência dos fatores climáticos nas emissões de N₂O, trabalhos de monitoramento de N₂O, para a produção de FE devem ser conduzidos por mais de uma estação.

Os FE diferiram entre o tipo de excreta apenas na primeira aplicação ($P<0,001$). Devido à limitação hídrica na segunda aplicação o FE das excretas foi igual entre todos os tratamentos. O FE foi em média 12, 13 e 33 vezes maior na urina que para fezes, Deg, Bb+N e Bb+Ar, respectivamente. A desagregação do FE das excretas já foi proposta para a Nova Zelândia (VAN DER WEEDEN et al., 2011). No Brasil, ainda que os resultados sejam poucos, existem evidências que a desagregação seria o mais adequado. Em região de clima subtropical, Sordi et al. (2013) observaram FE de 0,15% para fezes e 0,26% para urina, enquanto Simon et al. (2018) obtiveram 0,11% para as fezes e 0,34% para a urina. Schirman et al. (2019) em pastagens nativas observaram FE para fezes de 0,08%, e 0,74% para urina. No estudo conduzido por Mazzetto et al. (2014) as fezes não foram fonte de N₂O.

Mazzetto et al. (2015) observaram FE para urina de 0,4% no verão, e 0,1% no inverno. Resultados semelhantes ao presente trabalho foram observados por Lessa et al. (2014) que observaram FE de 1,93% para urina e 0,14% para fezes. Cardoso et al. (2016) também observaram grande diferença entre os FE das excretas, enquanto nas fezes, o FE foi de 0,18%, na urina, foi de 3,56%. Na época de maior precipitação, Cardoso et al. (2019) observaram FE de 0,36% para fezes e 1,02% para urina. Aparentemente, os FE obtidos em região subtropical

são menores que aqueles obtidos em clima tropical, devido às temperaturas mais amenas. Entretanto, baixos FE para urina podem ocorrer também em clima tropical (BARNEZE et al., 2014; MAZZETTO et al., 2015). Deve-se considerar que fatores como cobertura vegetal capacidade de retenção de água no solo e dieta animal influenciam nos fluxos de N₂O de excretas animais. Baixos valores de FE das fezes são devidos ao conteúdo relativamente baixo de N mineral das fezes, com imobilização temporária de N durante a decomposição de C, retardando as emissões de N₂O (VAN GROENIGEN et al., 2005). Na urina a forma predominante de N é a ureia, altamente reativa no solo logo após a aplicação.

Independentemente do tratamento, os valores de FE da urina estão dentro da variação de 0,1 e 3,8% obtida em levantamento realizado por Oenema et al. (1997). Esses resultados indicam que, apesar da importância do FE “*default*” para confecção de inventários, o uso do FE único de 2% para estimar as perdas de N₂O das excretas, como sugerido pelo IPCC, pode não ser adequado para o ambiente tropical, onde predomina o sistema extensivo de produção, e que a desagregação dos FE das excretas seria o mais indicado. Considerando as grandes diferenças de FE que podem ocorrer entre as fezes e a urina, como visto no presente estudo em todos os tratamentos, quando as condições climáticas não foram limitantes. Por isso, mais estudos são necessários para que FE específicos para as diferentes épocas do ano possam ser desenvolvidos.

5.5.4 Emissão de N₂O da Ureia

Na primeira aplicação de ureia, no qual foram realizadas 37 coletas, o monitoramento das emissões de N₂O foi conduzido por 189 dias. Os maiores picos de emissão de N₂O ocorreram até 8 DAA. Em média, nos primeiros 8 DAA, as emissões da área controle foram de $9,7 \pm 2,0 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, com pico máximo de $18 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. No restante do monitoramento, a emissão média foi de $10,1 \pm 1,1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Nos primeiros DAA, a média de emissão de N₂O da ureia foi de $43,2 \pm 7,1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, sendo os maiores picos observados entre 2 e 5 DAA, o maior pico de $75,2 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ foi observado aos 3 DAA (Figura 18). No restante do monitoramento, a média das emissões de N₂O foi de $14,1 \pm 1,1 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, com maior pico de $32,2 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ ocorrendo aos 28 DAA. A emissão acumulada da área controle foi de $370,0 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}$ enquanto que na área fertilizada a emissão acumulada foi de $753,3 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}$.

A precipitação acumulada aos seis dias antes da aplicação da ureia somou 16,9 mm. Após a aplicação de ureia, até os 7 DAA, a precipitação total foi de 26 mm. Com isso o %EPPA médio nos primeiros 8 DAA foi de 63,9%. Após esse período até 35 DAA, o %EPPA reduziu para 35,5% devido à precipitação acumulada que somou apenas 9,8 mm. Entre 40 e 53 DAA e 118 e 134 DAA, o %EPPA se elevou novamente, mas em apenas três ocasiões superou 60% (Figura 18), no entanto não foram associados com altos fluxos de N₂O.

A aplicação de ureia no solo alterou os teores de N-mineral do solo logo após a aplicação. Os maiores teores de NH₄⁺ foram observados entre 2 e 5 DAA, variando de 41 a 66 mg N kg solo⁻¹, e coincidiram com os maiores fluxos de N₂O. Neste período, os teores de NO₃⁻ foram em média 6 mg N kg solo⁻¹, variando entre 4 e 8 mg N kg solo⁻¹. Um segundo pico de emissão de N₂O ocorreu entre 14 e 17 DAA, quando o teor de NH₄⁺ foi em média de $38,3 \pm 3,7 \text{ mg N kg solo}^{-1}$, e reduziu para $26,0 \pm 7,4 \text{ mg N kg solo}^{-1}$. Neste mesmo período, o teor de NO₃⁻ aumentou de $9,9 \pm 0,6 \text{ mg N kg solo}^{-1}$ para $29,2 \pm 6,3 \text{ mg N kg solo}^{-1}$, baixando novamente para 2,6 mg N kg solo⁻¹ aos 25 DAA.

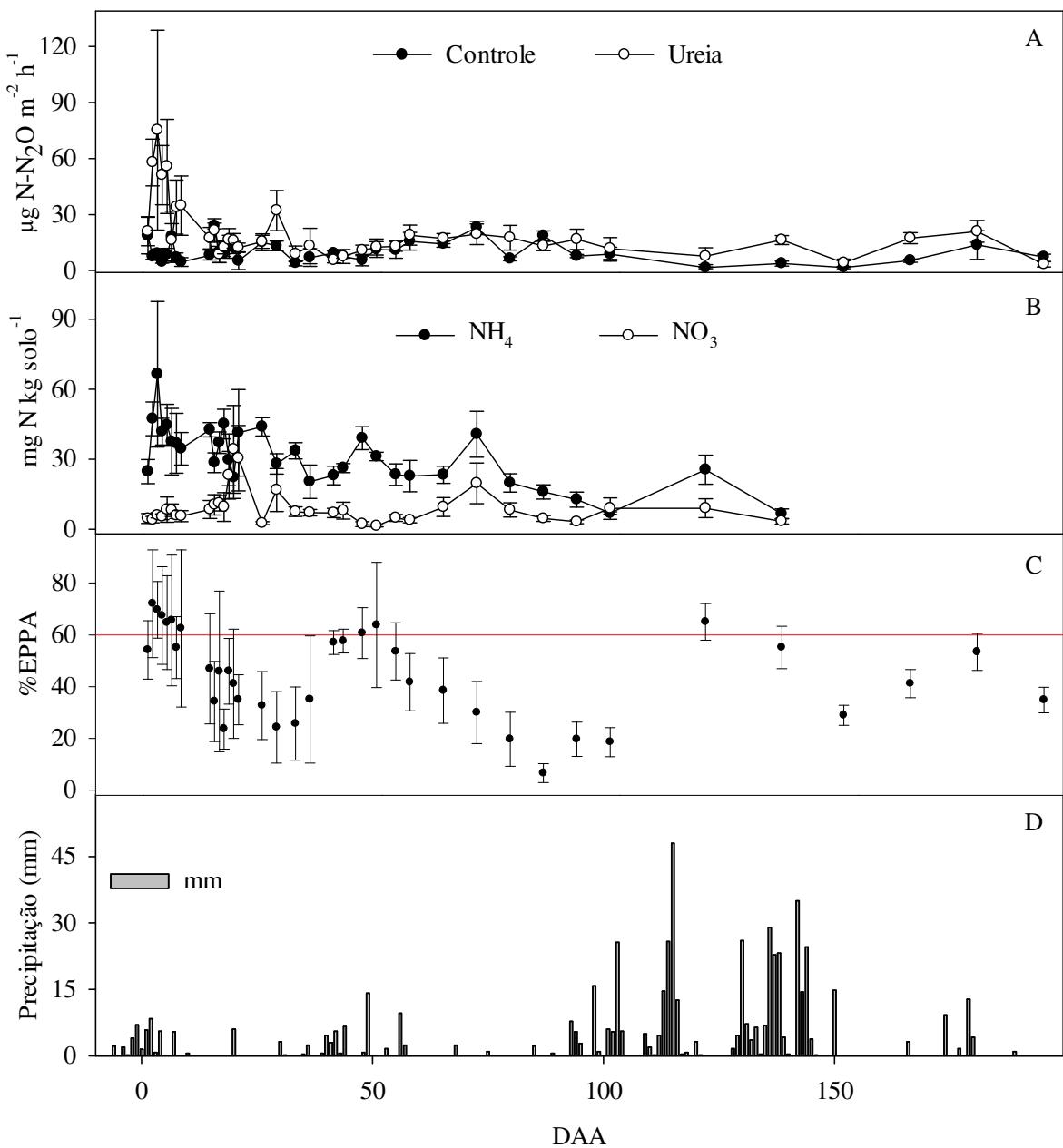


Figura 18. Fluxo de N_2O (A), N-mineral do solo (NH_4^+ e NO_3^-) devido a aplicação de 60 kg N ha^{-1} na forma de ureia (B), espaço poroso saturado por água (%EPPA; C) e precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N_2O após aplicação de ureia em julho de 2018 (D). Barras verticais representam o erro padrão da média.

A segunda aplicação de ureia foi em março de 2019. Os fluxos foram monitorados por 175 dias, e no total foram feitas 28 coletas (Figura 19). Assim como na primeira aplicação, os picos de emissão de N_2O ficaram restritos aos primeiros DAA e os maiores picos de emissão de N_2O ocorreram até 6 DAA. No controle, o fluxo médio foi de $5,9 \pm 1,2 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Na área que recebeu ureia, o pico mais alto de N_2O ocorreu 3 DAA, e chegou a $76,69 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Os picos aos 5 e 6 DAA foram de 36,3 e 27,8 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente. Após esse período, os picos na área controle e fertilizada foram similares, e não ultrapassaram 21 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. A emissão acumulada da área controle foi de 192,3 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}$, já na área fertilizada, a emissão acumulada foi de 327,2 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2}$.

A aplicação de ureia alterou os teores de NH_4^+ do solo até 4 DAA, com 2 picos de aproximadamente $150 \text{ mg N kg solo}^{-1}$. Após esse período o teor de NH_4^+ não ultrapassou $20 \text{ mg N kg solo}^{-1}$. O maior teor de NO_3^- ocorreu aos 4 DAA chegando a $25 \text{ mg N kg solo}^{-1}$, após não ultrapassou $11 \text{ mg N kg solo}^{-1}$.

A precipitação acumulada três dias antes da segunda aplicação da ureia foi de 30,2 mm, e até 5 DAA mais 18,6 mm de precipitação ocorreram (Figura 19-D). Com isso, nos 6 primeiros DAA o %EPPA em média foi de 52%, alcançando máximo de 72% aos 6 DAA. Aos 45 DAA ocorreu uma precipitação de 26 mm que elevou novamente o %EPPA para 72%, porém os fluxos de N_2O da área fertilizada mantiveram-se no nível das emissões do controle.

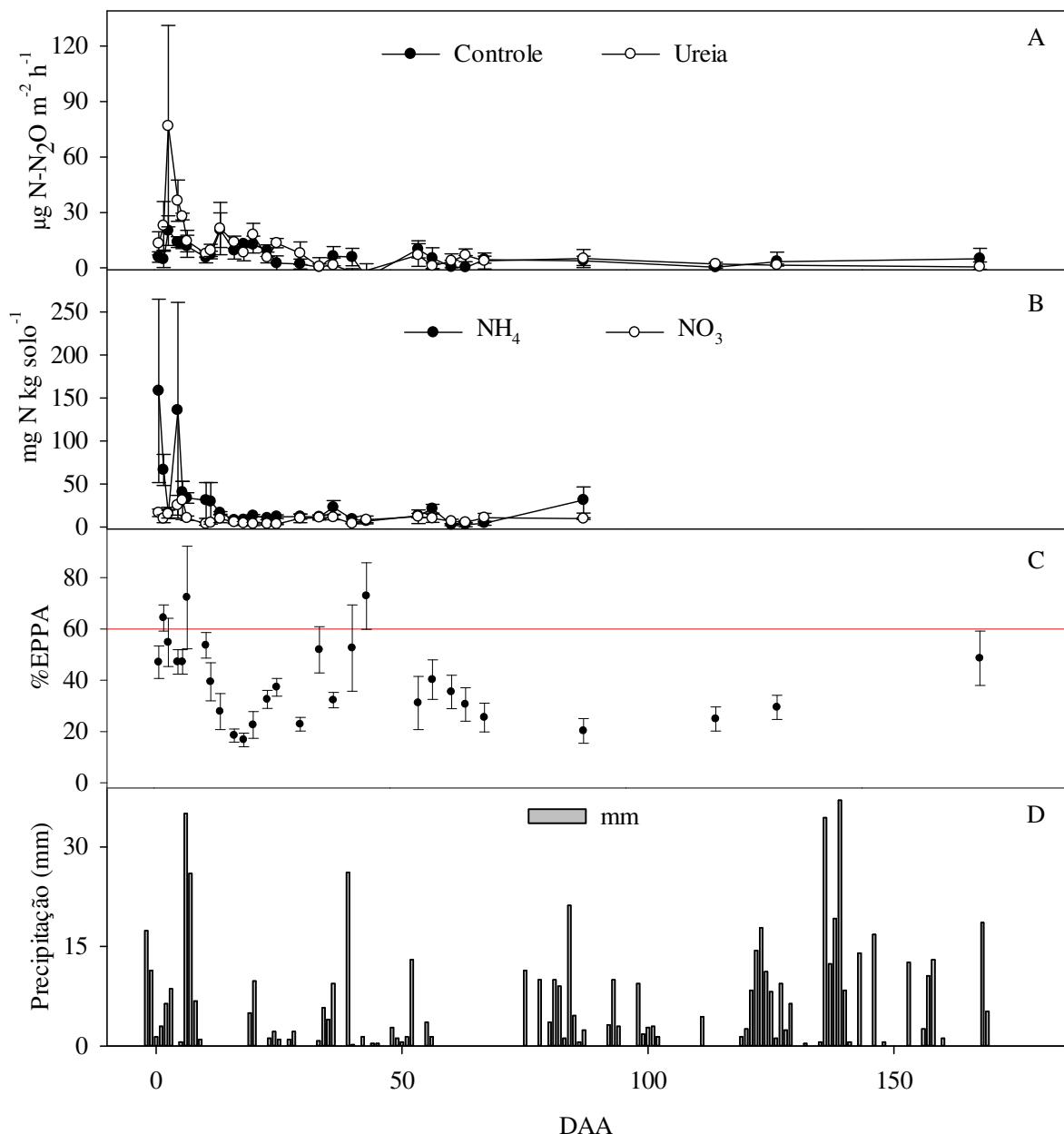


Figura 19. Fluxo de N_2O (A), N-mineral do solo (NH_4^+ e NO_3^-) após a aplicação de 60 kg N ha^{-1} na forma de ureia (B), espaço poroso saturado por água (%EPPA; C) e precipitação ocorrida durante o monitoramento dos fluxos de N_2O após aplicação de ureia em março de 2019 (D). Barras verticais representam o erro padrão da média.

A alteração nos fluxos de N₂O devido à aplicação de ureia ficou restrita aos primeiros DAA em ambas as aplicações. Na primeira aplicação a alteração dos fluxos ocorreu até os 8 DAA, e na segunda até os 5 DAA, diferentemente do observado em pastagens da Nova Zelândia em que a aplicação de ureia alterou os fluxos até 30 DAA (LUO et al., 2018). Em ambas as aplicações os maiores fluxos ocorreram quando o teor de NH₄⁺ no solo e o %EPPA foram mais elevados. Em ocasiões que ocorreu aumento no %EPPA, quando os teores de NH₄⁺ estavam baixos, não ocorreram altos fluxos de N₂O, evidenciando a dependência de N-mineral para as emissões de N₂O. Quando houve a aplicação de ureia, o %EPPA estava mais elevado e a fertilização elevou os teores de NH₄⁺ nos primeiros DAA, isso induziu os picos de emissão de N₂O.

Houve diferença estatística nas emissões de N₂O entre as épocas de aplicação ($P<0,05$). A diferença no regime de precipitação entre as épocas de aplicação pode ser um dos motivos para essa diferença. Na primeira aplicação, a precipitação acumulada 30 dias antes da aplicação de ureia foi de 82,3 mm. Na segunda aplicação 30 dias antes da aplicação, a precipitação acumulada foi de 42 mm.

O longo período de seca, antes da segunda aplicação de ureia, pode ter reduzido à atividade microbiana, que apenas foi retomado após precipitação. O longo período de seca que ocorreu previamente, associado à textura arenosa do solo pode ter favorecido a alta infiltração de água no solo. Assim o %EPPA ficou baixo e, limitou os fluxos de N₂O. Dessa forma o maior %EPPA na primeira aplicação favoreceu os maiores picos de N₂O. Na primeira aplicação, o %EPPA médio dos 8 primeiros DAA foi de $67,2 \pm 6,2\%$, enquanto, na segunda aplicação foi de $55,2 \pm 4,1\%$ (Figura 18 e 19).

A diferença na magnitude dos fluxos de N₂O entre as épocas de aplicação influenciou no FE, havendo diferença estatística. Enquanto na primeira aplicação $4,5 \pm 0,5\%$ do N aplicado como ureia foi emitido como N₂O, na segunda aplicação houve uma redução e o FE foi de $0,4 \pm 0,2\%$. Na Nova Zelândia, em estudo realizado em condição de umidade controlada, Singh et al (2013) observaram FE de 4,3% para ureia. A variação entre épocas no FE também foi observada por Luo et al. (2018); após a aplicação de 50 kg N ha⁻¹ na forma de ureia o FE variou entre 0 e 1,56%, em 8 aplicações diferentes divididas em 2 anos de monitoramento. No Brasil, Cardoso et al. (2019), após a aplicação de 80 kg N ha⁻¹, obtiveram FE de 0,71 e 1,00%, época de seca e chuva, respectivamente.

Em estudo conduzido por três anos, em diferentes áreas no Reino Unido, Smith et al. (2012) concluíram que as emissões de N₂O foram fortemente dependentes da temperatura, além da umidade do solo e disponibilidade de N-mineral. Além disso, observaram variação nos FE devido a variações nos fatores reguladores das emissões de N₂O. As variações foram observadas no mesmo ano em áreas diferentes, como em anos diferentes da mesma área de estudo. Os autores observaram FE entre $0,1 \pm 0,02\%$ e $1,8 \pm 0,5\%$.

No presente estudo o FE da ureia variou entre 4,46 e 0,38 %, primeira e segunda aplicação, respectivamente. O valor obtido na primeira aplicação está fora da margem de erro estabelecida pelo IPCC (2006) de 0,3 – 3,0%, enquanto na segunda aplicação, o FE obtido está na faixa inferior. O FE médio para o período de avaliação foi de $2,42 \pm 0,94\%$, acima do FE default de 1%, porém dentro da faixa de incerteza.

5.6 CONCLUSÕES

A volatilização de NH₃ e a emissão de N₂O das excretas foram diferentes entre as épocas de aplicação. A redução na precipitação limitou as emissões de N₂O. A introdução da leguminosa *Arachis pintoi* não elevou as emissões de N₂O das pastagens consorciadas em comparação com o capim Marandú em monocultura. A introdução do amendoim forrageiro aumentou o teor de N nas excretas o que aumentou a volatilização de NH₃ das excretas dos animais do tratamento consorciado, no entanto, as emissões de N₂O foram menores que do tratamento fertilizado. A volatilização de NH₃ da ureia foi pouco influenciada pela época de aplicação, contudo, as emissões de N₂O foram fortemente influenciadas, e a restrição hídrica limitou os fluxos de N₂O.

6 CAPÍTULO III

**DEPOSIÇÃO E DECOMPOSIÇÃO DE LITEIRA E BALANÇO DE NITROGÊNIO
EM SISTEMA DE PASTEJO ROTACIONADO EM PASTAGENS DE *BRAZILLARIA*
BRIZANTHA CV. MARANDÚ FERTILIZADA COM NITROGÊNIO E
CONSORCIADA COM *ARACHIS PINTOI* CV. BELOMONTE**

6.1 RESUMO

A degradação de pastagens tropicais está intimamente relacionada com a reposição ineficiente de nutrientes associada a altas taxas de lotação. Para pastagens tropicais, a reciclagem de nutrientes via liteira é fundamental para a sustentabilidade do sistema. Mesmo quando não há fertilização nitrogenada, o bom manejo junto com fertilização com K e P podem manter as pastagens produtivas. A introdução de leguminosas forrageiras é uma opção de baixo custo que, associada ao manejo correto, pode aportar quantidades significativas de N no sistema. Ainda existem questionamentos de como a introdução de uma leguminosa pode alterar a dinâmica da liteira e se o aporte via FBN é suficiente para suprir as exportações (produtos animais e perdas) de N do sistema. O objetivo do trabalho foi avaliar a dinâmica de deposição e decomposição da liteira em pastagens de capim Marandú fertilizadas com nitrogênio ou consorciadas com amendoim forrageiro, e avaliar se o N derivado da FBN do amendoim forrageiro é suficiente para atender as saídas de N do sistema. O estudo foi desenvolvido na Estação Experimental da Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC) em Itabela – BA. O delineamento experimental foi blocos casualizados com 3 repetições de 2 tratamentos, capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar). Cada parcela foi composta por 6 piquetes, o sistema de pastejo foi rotacionado com 6 dias de ocupação e 30 dias de descanso. As amostragens de liteira foram realizadas de acordo a técnica liteira existente (LE) e depositada (LD), conduzidas por um ano e realizadas em 4 momentos distintos em cada ciclo de pastejo: quando os animais estavam pastejando (6P), nos primeiros 6 dias de descanso (6D), nos 12 dias de descanso subsequentes (12D) e nos últimos 12 dias de descanso (+12D). A dinâmica da liteira variou entre os ciclos de pastejo, devido às diferenças na oferta de forragem. O pastejo animal elevou a taxa de decomposição (k) da liteira no período de pastejo sendo o efeito prolongado até os primeiros dias de descanso. A introdução do amendoim não alterou ‘k’. Para 6P e 6D, ‘k’ médio foi de 0,0904 g g⁻¹ dia⁻¹, enquanto para 12D e +12D foi 0,0570 g g⁻¹ dia⁻¹. A proporção de amendoim na liteira variou entre 1 e 7%. A adição de N via FBN na liteira foi de 10,64 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. Não houve diferença entre os tratamentos para consumo de matéria seca. No entanto, devido à presença de amendoim (13% da dieta), os animais do tratamento Bb+Ar consumiram mais N que os animais do tratamento Bb+N, 120 e 76 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente. Não houve diferença estatística entre o volume urinário, produção fecal e excreção de N entre os tratamentos. Contudo, houve uma tendência de maiores teores de N nas excretas de Bb+Ar. O total de N exportado dos dois sistemas foi de 17 e 15 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, em Bb+Ar e Bb+N, respectivamente. A estimativa de N derivado da FBN mostrou que aproximadamente 30 kg de N foram adicionados, com isso sendo suficiente para suprir as demandas de exportação do sistema.

Palavras-chave: Liteira existente. Liteira depositada. Amendoim forrageiro. Ndda.

6.2 ABSTRACT

The degradation of tropical pastures is closely related to the inefficient reposition of nutrients associated with high stocking rates. For tropical pastures, nutrient recycling via litter is essential for the sustainability of the system and even when there is no nitrogen fertilization, good management together with fertilization with K and P can keep pastures productive. The introduction of forage legumes is a low cost option which if associated with the correct management can contribute significant amounts of N to the system. There are still questions about how the introduction of a legume can change the litter dynamics and whether the contribution via biological nitrogen fixation (BNF) is sufficient to supply the system's exports (animal products and losses). The objective of the work was to evaluate the dynamics of deposition and decomposition of the litter in pastures of Marandú grass fertilized with nitrogen or intercropped with forage peanut, and to evaluate if the N derived from the BNF of the forage peanut is sufficient to meet the N outputs of the system. The study was carried out at the Experimental Station of the Executive Committee of the Cocoa Crop (CEPLAC) in Itabela - Bahia. The experimental design was randomized blocks with 3 replicates of 2 treatments, Marandú grass fertilized with $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$ (Bb + N) or intercropped with forage peanut (Bb + Ar). Each plot was composed of 6 paddocks; the grazing system was rotated with 6 days of occupation and 30 days of rest. Litter samplings were carried out according to the existing litter (LE) and deposited (LD) technique, conducted for one year and performed at 4 different times in each grazing cycle: when the animals were grazing (6G), in the first 6 days rest period (6R), the subsequent 12 rest days (12R) and the last 12 rest days (+ 12R). The dynamics of the litter varied between grazing cycles, due to differences in forage supply. Animal grazing increased the decomposition rate (k) of the litter during the grazing period, the effect being prolonged until the first days of rest. The introduction of peanuts did not change 'k'. For 6G and 6R the average 'k' was $0.0904 \text{ g g}^{-1} \text{ day}^{-1}$, while for 12R and + 12R it was $0.0570 \text{ g g}^{-1} \text{ day}^{-1}$. The proportion of peanuts in the litter varied between 1 and 7%. The addition of N via BNF to the litter was $10.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$. There was no difference between the treatments. However, due to the presence of the forage peanut (13% of the diet), the animals of treatment Bb+Ar consumed more N than the animals of the Bb+N treatment, 120 and $76 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, respectively. On average the animals consumed 13% of forage peanuts in their diet. There was no statistical difference between urinary volume, fecal production and excretion of N between treatments. However, there was a tendency for higher levels of N in Bb + Ar excreta. The total N exported from the two systems was 17 and $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, for Bb + Ar and Bb + N, respectively. The estimation of N derived from BNF showed that approximately 30 kg of N were added, this being sufficient to supply the system's export demands. The total greenhouse gas balance indicated that the intensity of the emissions fell from $470 \text{ g CO}_2\text{eq}$ to $70 \text{ g CO}_2\text{eq kg leite}^{-1}$ when the N fertilizer was substituted with forage peanut.

Keywords: Existing litter. Deposited litter. Forage peanut. Ndda.

6.3 INTRODUÇÃO

Estima-se que atualmente as pastagens ocupam uma área de 173 Mha no Brasil (IBGE, 2017) dos quais pelo menos 40% apresentam algum grau de degradação (LAPIG/UFG, 2019). O avanço do processo de degradação em pastagens está relacionado com a reposição inadequada de nutrientes e a taxas de lotação acima da capacidade de suporte. Para um sistema se manter produtivo ao longo dos anos, a quantidade de nutrientes aportados deve ser maior que as saídas, sejam elas em produtos animais ou perdas. Do contrário, o sistema começa a funcionar esgotando suas reservas, o que em longo prazo diminui a produção.

A manutenção de pastagens que recebem pouco ou nenhum aporte de N, é altamente dependente da reciclagem de N na liteira. Geralmente o consumo de forrageiras tropicais se situa entre 10 e 40% da biomassa (BODDEY et al., 1995), transformando a reciclagem via liteira em um importante fator para a sustentabilidade de pastagens tropicais. O aumento da taxa de lotação desloca o N que antes era reciclado via liteira para ser excretado nas fezes e na urina, que são depositadas em áreas restritas da pastagem, assim comprometendo a reciclagem de nutrientes para toda extensão da pastagem (BODDEY et al., 2004).

A fertilização de manutenção de P e K associada com práticas corretas de manejo é capaz de manter a produtividade mesmo sem fertilização nitrogenada (BODDEY et al., 1996). O uso de leguminosas forrageiras para uso em pastagens vem sendo difundido ao longo dos anos e vem apresentando resultados positivos na produção de carne e leite (HERNANDEZ et al., 1995; RIBEIRO-ALVES et al. 2003). Além disso, também já foi demonstrado que leguminosas forrageiras podem promover um incremento do N reciclado na liteira e contribuir para a sustentabilidade da pastagem na ordem entre 42 e 155 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (CANTARUTTI et al., 2002).

Nesse sentido, tanto em sistemas fertilizados ou em consórcio, a entrada de N, seja via fertilização com N, ou derivado da FBN, deve ser maior que as saídas, para que o sistema possa se manter produtivo. No sistema rotacionado de pastejo, as áreas descansam por um longo período antes de serem pastejadas, com isso uniformiza o pastejo favorecendo a rebrota e aproveitando melhor a forragem produzida, e ainda pode gerar uma ciclagem de nutrientes mais eficiente pela melhor distribuição das fezes e urina na pastagem. A maioria dos estudos em pastagens para avaliar a dinâmica da liteira foram conduzidos em sistemas de pastejo contínuo. No sistema rotacionado a dinâmica da liteira pode ser dividida em dois momentos, um quando os animais estão pastejando dentro do piquete e outro no período de descanso. No primeiro momento, o processo de crescimento e senescência da forrageira são influenciados pela presença animal no piquete, após a saída dos animais o processo entra em equilíbrio de acordo com a fisiologia da planta. Ainda pouco se sabe sobre a dinâmica da liteira nesses dois momentos distintos, e a influência da introdução da leguminosa forrageira.

O objetivo do trabalho foi avaliar a dinâmica de deposição e decomposição da liteira em diferentes momentos do ciclo de pastejo em pastagens de capim Marandú fertilizadas com nitrogênio ou consorciadas com amendoim forrageiro, e avaliar se o N derivado da FBN do amendoim forrageiro foi suficiente para atender as saídas de N do sistema.

6.4 MATERIAL E MÉTODOS

6.4.1 Dinâmica de Deposição e Decomposição da Liteira

Para detalhes da área experimental ver Capítulo I. Brevemente, a área experimental é de 7,488 ha, composta por 48 piquetes de 1.560 m² cada, divididos em 4 blocos, cada bloco constituído por 2 parcelas, cada parcela formada por 6 piquetes. Cada bloco é formado por 2 tratamentos, capim Marandú fertilizada com nitrogênio (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar). O sistema de pastejo adotado foi o rotacionado, nos primeiros 4 meses foram 7 dias de ocupação e 35 dias de descanso, no decorrer da avaliação o sistema foi ajustado para 6 dias de ocupação e 30 dias de descanso.

No período entre julho de 2018 e setembro de 2019, a dinâmica de decomposição da liteira foi avaliada, utilizando o processo baseado na técnica descrita por Bruce & Ebersohn (1982). O monitoramento foi realizado em três piquetes por parcela, em cada piquete monitorado, foram escolhidos cinco pontos aleatoriamente. Como o sistema de pastejo adotado foi o rotacionado, o processo de coleta foi projetado de tal forma que fosse possível avaliar a deposição e decomposição da liteira com e sem o efeito do animal em pastejo, dessa forma, o monitoramento foi iniciado antes dos animais entrarem nos piquetes. O procedimento de coleta ocorreu com o posicionamento de retângulos metálicos (1,0 m x 0,5 m) no solo, 4 estacas, uma em cada vértice do retângulo marcaram o ponto de coleta, e toda a liteira existente no interior do retângulo era coletada (LE₀). Após a saída dos animais dos piquetes, os retângulos eram alocados novamente nas áreas previamente demarcadas e uma nova coleta de liteira era realizada, caracterizando a liteira depositada neste intervalo tempo de 'n' dias (LD_n). Em seguida, os retângulos eram reposicionados em novos pontos, novamente a área do retângulo era delimitada por estacas e uma nova amostragem era realizada no interior do retângulo, definida como nova liteira existente (LE₁). Para cada ciclo de pastejo foram realizados 5 procedimentos de coleta. No início do experimento o ciclo de pastejo era de 42 dias (7 de ocupação e 35 de descanso), portanto efetuou-se uma coleta de LE (LE₀) antes da entrada dos animais, posteriormente, 7 dias após a coleta de LE₀, no dia da saída dos animais dos piquetes, LE₁ e LD (LD₀) foram coletadas, completados 7 dias da saída dos animais do piquete (descanso), novamente LE₂ e LD₁ foram coletadas. Outro procedimento de coleta foi realizado 21 dias após a saída dos animais do piquete, LE₃ e LD₂ (14 dias de descanso após a última coleta), e finalmente, após 35 dias da saída dos animais dos piquetes LE₄ e LD₃ foram coletadas (14 dias de descanso após a última coleta).

Depois de novembro, o ciclo de pastejo foi modificado para 36 dias (6 de ocupação e 30 de descanso), então, o procedimento de coleta foi modificado, sendo coletadas LE e LD no dia da saídas dos animais, 6 dias após a saída, 18 dias após a saída e após 30 dias da saída dos animais, com isso as coletas eram realizadas a cada 6, 6, 12, 12 dias, nos quais, os 6 primeiros dias eram de pastejo, e o restante das coletas realizadas quando o piquete estava no descanso.

A liteira coletada foi acondicionada em sacos de papel e levada à estufa de circulação forçada de ar a 65 °C por 72 h, após a secagem, o conteúdo do saco era espalhado em uma bandeja de plástico para separação das partículas de solo aderidas ao material vegetal. Em seguida, foram levadas novamente para a estufa e pesadas, posteriormente foram moídas em moinho tipo Wiley na peneira de 1 mm. Uma amostra composta por fração (LD ou LE) foi formada e levada ao "Laboratório de Isótopos Estáveis John Day" da Embrapa Agrobiologia para análise de N total em um analisador elementar (modelo Vario Macro Cube - Elementar).

A composição da liteira do tratamento Bb+Ar foi analisada em termos da porcentagem de amendoim, por meio da técnica de abundância de ¹³C. Três amostras de LE, e três amostras de LD por coleta, foram selecionados ao acaso e analisados para determinar a abundância de

^{13}C do tratamento Bb+Ar. Para o tratamento Bb+N, foi realizada uma amostra composta de todos as repetições. A moagem, armazenamento e análise seguiram os mesmos procedimentos descritos para a determinação de amendoim nas fezes (Capítulo I). A determinação da porcentagem da leguminosa foi calculada de acordo com a seguinte equação utilizada por Cantarutti et al. (2002):

$$\%C_{leg} = \frac{100x(\delta^{13}\text{C}_{Bb+Ar} - \delta^{13}\text{C}_{Bb+N})}{(\delta^{13}\text{C}_{Ar} - \delta^{13}\text{C}_{Bb+N})}$$

Onde $\delta^{13}\text{C}_{Bb+Ar}$ é a abundância de ^{13}C da liteira das pastagens consorciadas, $\delta^{13}\text{C}_{Bb+N}$ é a abundância de ^{13}C da liteira das pastagens fertilizados (-11,42 ‰), e $\delta^{13}\text{C}_{Ar}$ é a abundância de ^{13}C da liteira de amendoim forrageiro. $\delta^{13}\text{C}_{Ar}$ foi -26,46 ‰, determinada a partir de 19 amostras.

A constante de decomposição da liteira (k) foi calculada com base na expressão de decaimento exponencial simples de Rezende et al. (1999):

$$k = \frac{\ln(LE + LD_t) - \ln(LE_t)}{t}$$

Onde, LE significa a liteira existente; LD_t representa a liteira depositada depois de t dias; LE_t, a nova liteira existente depois de t dias; e t o intervalo de dias entre as coletas

6.4.2 Quantificação da Fixação Biológica de Nitrogênio

A quantidade de N proveniente da fixação biológica de nitrogênio (FBN) no amendoim foi quantificada utilizando-se a técnica da abundância natural de ^{15}N . A técnica baseia-se na observação que o N orgânico e mineral do solo é frequentemente um pouco mais enriquecido no isótopo ^{15}N em comparação com o N₂ atmosférico (SHEARER & KOHL, 1986). Se uma planta obtém todo seu N do solo sua razão isotópica de ^{15}N será igual do N mineral do solo. Entretanto, quando ocorre absorção de N atmosférico ocorre uma diluição do ^{15}N . Portanto quanto maior a FBN, maior a proporção de N do ar na planta, e a planta torna-se mais diluída em ^{15}N .

Nas parcelas consorciadas foram coletadas amostras de amendoim forrageiro, da braquiária, e de mais duas plantas de ocorrência natural na área, não fixadoras de N que serviram de referência da abundância natural de ^{15}N do N disponível do solo.

As amostras foram secas em estufa a 65 °C até atingirem peso constante, posteriormente foram moídas em moinho tipo Wiley na peneira de 1 mm. Em seguida as amostras foram submetidas a uma segunda moagem, com o intuito de se obter um material com menor granulometria, e mais homogêneo, este processo foi realizado em um moinho similar ao utilizado por Arnold & Schepers (2004). Posteriormente, as amostras contendo aproximadamente 20 a 40 µg N foram pesadas, acondicionadas em cápsulas de estanho e analisadas em um espectrômetro de massa automatizado de razão isotópica de fluxo contínuo, constituído de um espectrômetro de massa Finnigan Delta V acoplado a saída de um analisador CN Carlo Erba EA 1108 (Finnigan MAT, Bremen, Alemanha) no “Laboratório de Isótopos Estáveis John Day” da Embrapa Agrobiologia.

A porcentagem de N no amendoim derivado da FBN (%N_{fbn}) foi estimada pela fórmula descrita por Shearer e Kohl (1986), da seguinte forma:

$$\%N_{fbn} = \left(\frac{\delta^{15}\text{N}_c - \delta^{15}\text{N}_a}{\delta^{15}\text{N}_c - B} \right) \times 100$$

Onde, $\delta^{15}\text{N}_c$ corresponde ao valor de abundância natural de cada planta controle, $\delta^{15}\text{N}_a$ corresponde ao valor de abundância natural do amendoim. O valor B representa um fator de correção, devido à discriminação isotópica de ^{15}N pelo processo de FBN, seria o valor de $\delta^{15}\text{N}$ se a FBN fosse a única fonte de N da planta. O valor B foi considerado como -2,27‰ determinado para amendoim comum (*Arachis hypogaea*) por Okito et al. (2004). As coletas foram realizadas a cada 30 dias, com início em agosto de 2018 e término em setembro de 2019.

6.4.3 Produção Fecal dos Animais

A produção fecal foi realizada utilizando a técnica de marcador externo (TiO_2) seguindo os procedimentos descrito no capítulo I.

6.4.4 Pastejo Simulado, Consumo, FDNi e Proporção da Leguminosa na Dieta

A metodologia utilizada para quantificar FDNi, estimar consumo e calcular a proporção de amendoim na dieta foi a mesma descrita no capítulo I.

6.4.5 Produção Urinária

A produção urinária foi avaliada nos 14 dias finais em que os animais permaneciam em cada dieta, simultaneamente com a produção fecal, através da coleta “spot” de urina (CHIZZOTTI et al., 2007), no período da manhã, entre 7 e 9 horas. A urina foi coletada pela micção espontânea dos animais, ou por meio de massagem na vulva. Imediatamente após a coleta, a amostra foi homogeneizada e uma alíquota de aproximadamente 50 mL foi acidificada com 0,5 mL de H_2SO_4 para preservar o conteúdo de N presente na amostra e foram analisadas para quantificar o teor de N total pelo método Kjeldahl (BREMNER, 1960) no Laboratório de Química Agrícola da Embrapa Agrobiologia. Outra alíquota de 50 mL era retirada e levada ao laboratório da CEPLAC, para análise da concentração de creatinina utilizando um kit comercial (Bioclin, Creatinina – K016), pelo método de Jaffé modificado (JAFFÉ, 1886).

As amostras foram mantidas na geladeira e analisadas no dia imediatamente posterior à coleta. Anteriormente ao preparo da solução para análise, as amostras eram diluídas 25 vezes em água destilada, após 250 μL da amostra diluída eram adicionados em tubos de ensaio. Um volume de 2,0 mL do reagente alcalino (NaOH , 110 mmol L^{-1} + Na_2CO_3 , 75 mmol L^{-1}) foi adicionado e em seguida 500 μL de ácido pícrico (60 mmol L^{-1}) foi adicionado. Em seguida, a solução era homogeneizada e incubada em banho-maria a 37 °C por 10 minutos. A absorbância das amostras foi lida em comprimento de onda de 510 nm em espectrofotômetro digital (Tecnal, espec-v-5000).

O volume urinário ($V_u - \text{L dia}^{-1}$) foi estimado de acordo com a seguinte equação:

$$V_u = \frac{C_{média} \times P_v}{C_{amostra}}$$

Onde, $C_{média}$ é a excreção média de creatinina do bovino (no caso foi utilizado o valor de 24,05 mg kgP_v^{-1} dia^{-1} - CHIZZOTTI et al., 2007); P_v representa o peso vivo de cada animal em kg, e $C_{amostra}$ significa a concentração de creatinina obtida na amostra spot (mg L^{-1}). A estimativa de excreção do N urinário foi obtida pelo produto da multiplicação do volume urinário e o teor de N total da urina.

6.4.6 Análise Estatística

Os dados foram submetidos aos testes de normalidade dos resíduos (Shapiro-Wilk) e homogeneidade das variâncias (Bartlett). Quando não atenderam aos pressupostos para realização da análise de variância foram transformados utilizando a transformação logarítmica, e submetidos ao teste de comparação de médias LSD ao nível de significância de 5% utilizando o software R (R Core Team, 2019).

6.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.5.1 Deposição e Decomposição da Liteira

O sistema de pastejo utilizado no presente trabalho foi o rotacionado. No início o ciclo de pastejo adotado foi de 7 dias de pastejo e 35 dias de descanso, mas a partir de novembro de 2018 o sistema foi modificado para 6 dias de pastejo e 30 dias de descanso. A dinâmica de deposição e decomposição da liteira foi conduzida entre julho de 2018 e agosto de 2019, totalizando 11 ciclos de pastejo e foi avaliada em 4 momentos distintos, um quando os animais estavam pastejando dentro dos piquetes e em três períodos de descanso distintos, 7 dias de pastejo, 7 dias de descanso e 2 x 14 dias de descanso nos dois primeiros ciclos e 6 dias de pastejo, 6 dias de descanso e 2 x 12 dias de descanso no restante do estudo.

Ao longo do monitoramento as temperaturas foram similares à média histórica da área. As menores temperaturas ocorreram entre os meses de junho e setembro, com temperaturas médias variando entre 17,1 e 24,1 °C. As maiores temperaturas ocorreram entre dezembro e abril, com temperaturas médias entre 21,9 e 32,5 °C. Em alguns meses, quando comparada com a média histórica, a precipitação foi drasticamente reduzida. Dos 14 meses de monitoramento, em 8 a precipitação foi menor (Figura 20). Enquanto a precipitação anual acumulada histórica é de aproximadamente 1348 mm, durante o monitoramento a precipitação acumulada foi de aproximadamente 1015 mm.

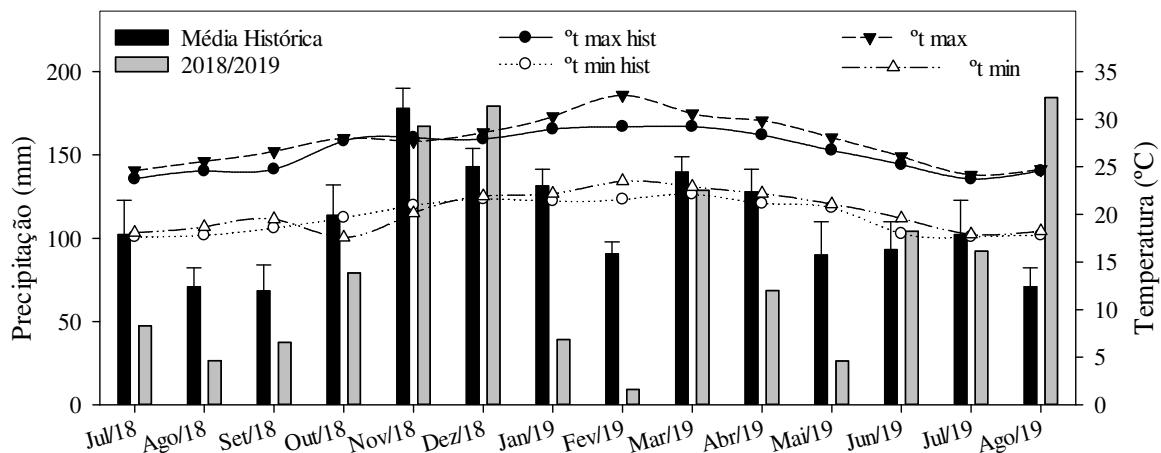


Figura 20. Médias das temperaturas máximas e mínimas e precipitação mensal durante a condução do experimento e médias históricas mensuradas na estação meteorológica da CEPLAC, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

A Liteira Existente (LE) variou ao longo do monitoramento (Figura 21). Houve uma tendência dos maiores valores ocorrerem nas épocas de maior precipitação, entre outubro e dezembro de 2018, março de 2019 e no final do experimento entre junho e agosto de 2019. Em média a LE de Bb+Ar foi $449,3 \pm 2,9$ kg MS ha⁻¹, com valores variando entre 306,7 e 659,5 kg MS ha⁻¹. Para Bb+N os valores oscilaram entre 272,2 e 536,5 kg MS ha⁻¹, com média de $405,1 \pm 2,1$ kg MS ha⁻¹. Valores mais elevados de LE ocorreram no ciclo de avaliação 3, principalmente nos primeiros dias de descanso (Figura 21), com médias de 812,2 e 670,1 kg MS ha⁻¹ para Bb+Ar e Bb+N, respectivamente. Essas coletas ocorreram em outubro, após um período de restrição hídrica nos meses anteriores. E mesmo a precipitação tendo aumentando em outubro, a influência para essa coleta foi baixa, visto que 54% do total

precipitado ocorreu após a coleta. A restrição hídrica pode ter limitado a decomposição, resultando na acumulação de liteira nesse período.

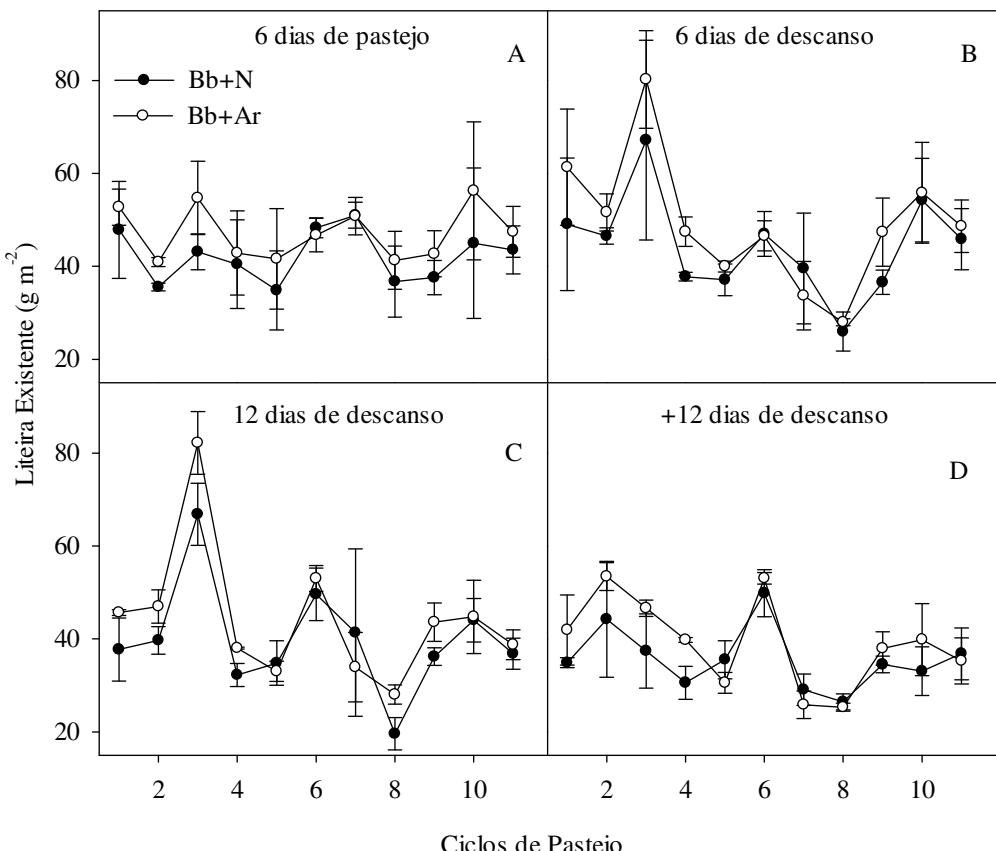


Figura 21. Variação na liteira existente nos 6 dias de pastejo (A), primeiros 6 dias de descanso (B), 12 dias de descanso (C) e últimos 12 dias de descanso (D), durante os 11 ciclos avaliados de pastagens de capim Marandú fertilizados com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Para avaliar o efeito do manejo de N e das diferentes épocas de coleta, a análise de variância foi realizada de maneira que o manejo de N (Bb+Ar e Bb+N) e os diferentes tempos de coleta (6 dias de pastejo, 6P; primeiros 6 dias de descanso, 6D; 12 dias de descanso, 12D; últimos 12 dias de descanso, +12D) foram agrupados e formaram 8 tratamentos. Os maiores valores de LE ocorreram durante os 6 primeiros dias de descanso do piquete (6D), $491,7 \pm 25,6$ kg MS ha⁻¹ foi registrado para Bb+Ar, enquanto para Bb+N foi de $442,7 \pm 35,2$ kg MS ha⁻¹. Seguido do período no qual os animais estavam nos piquetes $471,2 \pm 24,7$ kg MS ha⁻¹ e $421,9 \pm 28,1$ kg MS ha⁻¹ para Bb+Ar e Bb+N, respectivamente. Os períodos de descanso subsequentes registraram os menores valores de LE. Para Bb+Ar, a LE de 12D foi de $443,9 \pm 15,0$ kg MS ha⁻¹ e $390,7 \pm 12,8$ kg MS ha⁻¹ foi registrada para +12D. Para Bb+N, a LE foi de $399,1 \pm 31,9$ kg MS ha⁻¹ e $399,1 \pm 31,9$ kg MS ha⁻¹, 12D e +12D, respectivamente (Figura 22).

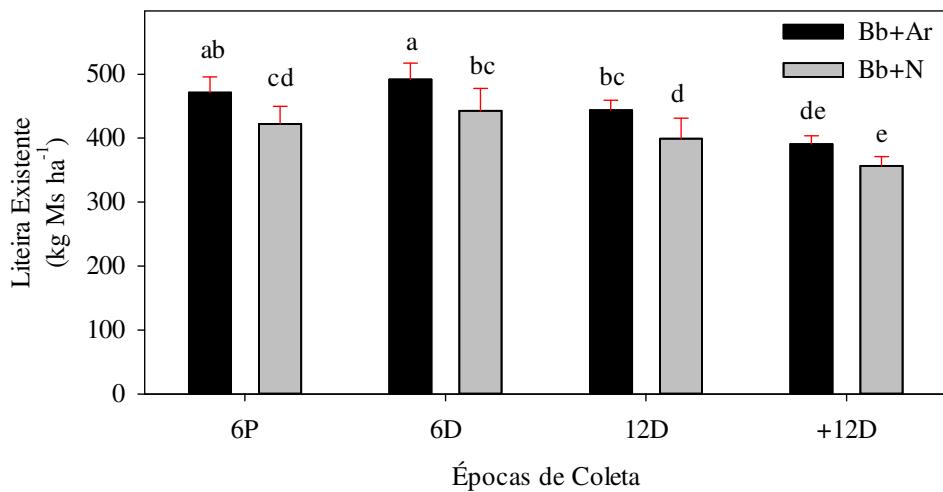


Figura 22. Liteira existente de capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas diferentes de coleta, 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D) e últimos dias de descanso (+12D), barras de médias seguidas de letras diferentes diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05), em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

A dinâmica da liteira depositada (LD) ao longo do ano, como observado para LE, foi sensível à variação climática. Em média a LD de Bb+Ar foi $339,7 \pm 1,6$ kg MS ha⁻¹ com valores variando entre 273,7 e 460,8 kg MS ha⁻¹. Para Bb+N os valores oscilaram entre 229,6 e 408,9 kg MS ha⁻¹, média de $321,1 \pm 1,5$ kg MS ha⁻¹. Valores mais elevados de LD ocorreram no ciclo de avaliação 3, principalmente nos primeiros dias de descanso (Figura 23), média de 538,3 e 490,3 kg MS ha⁻¹ Bb+Ar e Bb+N, respectivamente.

Diferentemente ao que foi observado para LE, não houve diferença estatística na LD para as diferentes épocas de coletas de liteira e a LD dos tratamentos Bb+Ar e Bb+N foram iguais estatisticamente (Figura 24). Contudo, foi possível observar uma tendência de maior deposição de liteira no tratamento Bb+Ar e no período de pastejo (6P) e nos primeiros dias de descanso (6D; Figura 24).

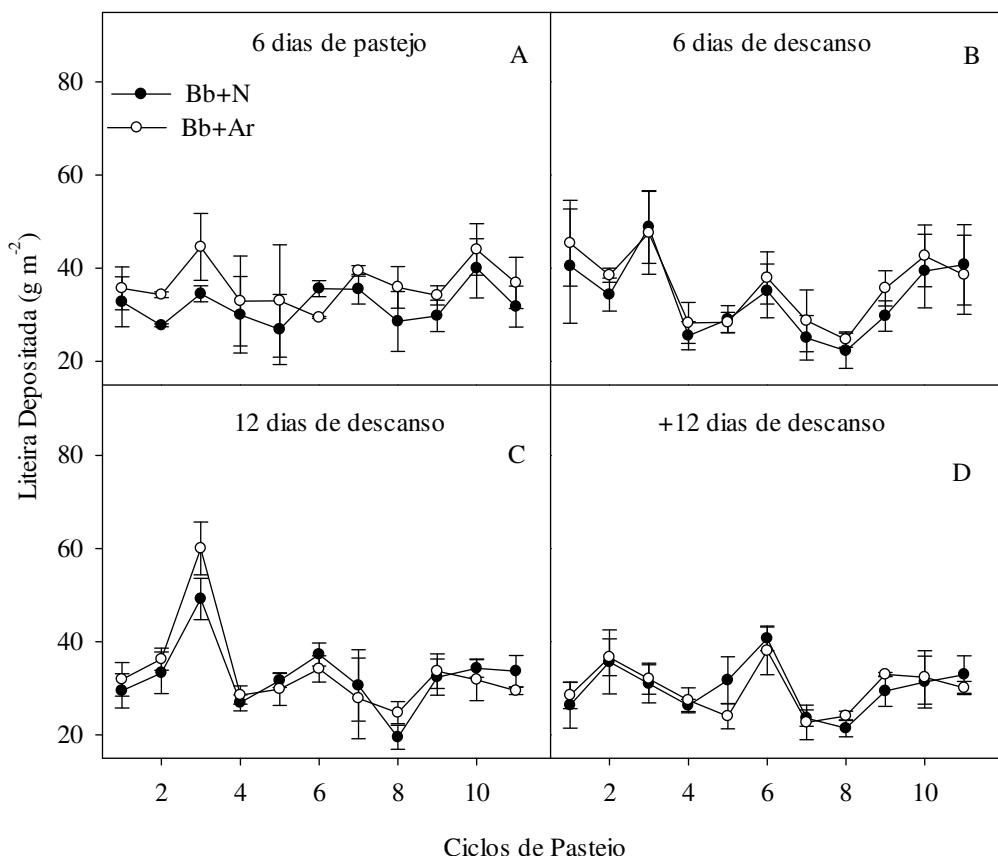


Figura 23. Variação na liteira depositada nos 6 dias de pastejo (A), primeiros 6 dias de Descanso (B), 12 dias de descanso (C) e últimos 12 dias de descanso (D), durante os 11 ciclos avaliados de pastagens de capim Marandú fertilizados com 120 kg N ha^{-1} (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

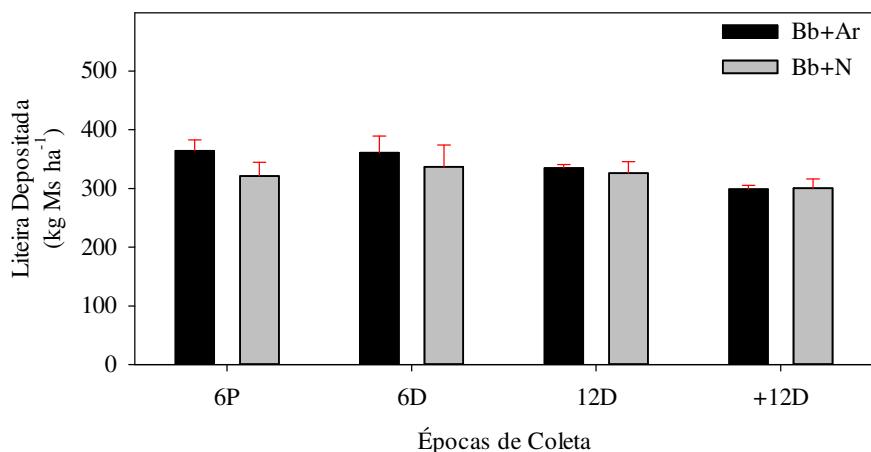


Figura 24. Liteira depositada de capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha^{-1} (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas diferentes de coleta, 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D) e últimos dias de descanso (+12D), barras de médias seguidas de letras diferentes diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05), em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

A dinâmica da liteira está diretamente relacionada com a produção de biomassa de forragem, que por sua vez responde ao regime climático. O maior crescimento da forragem ocorreu quando não havia restrição hídrica e paralelamente as taxas de LE e LD foram afetadas. Entre julho de 2018 e fevereiro de 2019 a oferta média de forragem foi de $1556,2 \pm 59,0$ kg MS ha⁻¹ para Bb+N, $1392,2 \pm 76,2$ kg MS ha⁻¹ para a braquiária no sistema Bb+Ar e $154,4 \pm 20,2$ kg MS ha⁻¹ para o amendoim. No mês de março, devido à estiagem, a oferta foi reduzida para 773 kg MS ha⁻¹ para Bb+N, 701 kg MS ha⁻¹ para Bb+Ar e 29,57 kg MS ha⁻¹ para amendoim (Figura 25). Com a redução de biomassa, a LE e LD nestes ciclos de pastejo seguiram o mesmo padrão e foram as menores durante todo o período. Rezende et al. (1999) observaram maior deposição de liteira em um período de intensa estiagem, que levou a uma redução da taxa de decomposição (k) e posteriormente ao aumento da LE na medição seguinte. Esse efeito não foi tão evidente no presente estudo, apesar de aumento da LD e LE no ciclo 3. A diferença pode estar relacionada à dinâmica relacionada ao sistema de pastejo adotado em cada trabalho. Enquanto Rezende et al. (1999) utilizaram o sistema de pastejo contínuo monitorando a LE a cada 28 dias e a LD a cada 14 dias, no presente trabalho foi utilizado o sistema rotacionado e as coletas foram realizadas a cada 6, 6, 12 e 12 dias; além disso a dinâmica da liteira foi monitorada em 3 piquetes diferentes, que ocasionou coletas em épocas diferentes, o que pode ter diluído os efeitos observados por Rezende et al. (1999).

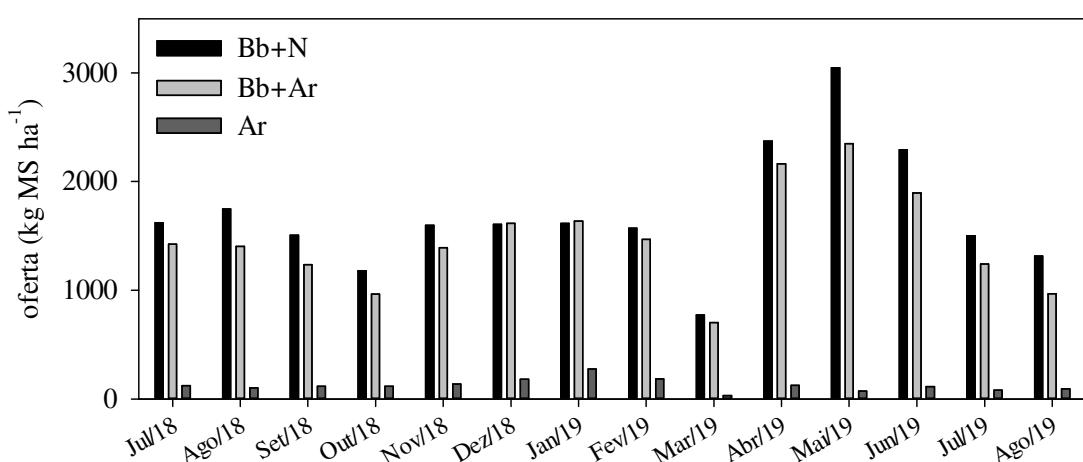


Figura 25. Variação na oferta de forragem de capim Marandú fertilizada com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N), capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar) e amendoim forrageiro (Ar) durante a avaliação da deposição e decomposição da liteira, Itabela – BA.

A ação de pastejo modificou a dinâmica de decomposição e deposição da liteira. A taxa de decomposição ‘ k ’ para o período de pastejo (6P) e os primeiros dias de descanso (6D), de ambos os tratamentos foi de $0,0904 \pm 0,0016$ g g⁻¹ dia⁻¹. Houve um aumento de ‘ k ’ em 6D entre os ciclos de pastejo 4 e 8 (Figura 26), que está relacionado com a gradativa diminuição da LE até o oitavo ciclo de avaliação. Nos últimos dias do ciclo de pastejo (12D e +12D), ‘ k ’ foi menor que os primeiros dias do ciclo (6P e 6D; P<0,05). A média para ambos os tratamentos foi de $0,0571 \pm 0,0034$ g g⁻¹ dia⁻¹.

Os resultados estão dentro da faixa de valores observados por Rezende et al. (1999), que encontraram ‘ k ’ entre 0,0424 e 0,0746 g g⁻¹ dia⁻¹ em pastagens de *Brachiaria humidicola*, e não observaram diferença em ‘ k ’ com a introdução da leguminosa *Desmodium ovalifolium*. Ramalho et al. (2019) também observaram similaridade de ‘ k ’ entre os tratamentos com e sem leguminosa. Entretanto, encontraram diferenças entre as épocas de coleta. Os resultados

contrastam com os observados no presente estudo, onde durante o pastejo de 7 dias, ‘k’ foi $0,040 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$, similar ao ‘k’ encontrado nos primeiros 14 dias de descanso também $0,040 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. O maior valor de ‘k’ foi observado nos últimos dias do ciclo (últimos 14 dias de descanso), sendo aproximadamente o dobro do observado nos períodos anteriores com $0,089 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$. Oliveira et al. (2002) observaram ‘k’ de $0,0114 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para liteira de capim Cynodon e $0,0223 \text{ g g}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ para o consórcio Cynodon/amendoim forrageiro, no entanto, neste último, os autores utilizaram a metodologia de “litter bags”, que segundo Rezende et al. (1999) subestima fortemente as taxas de decomposição em situação de campo.

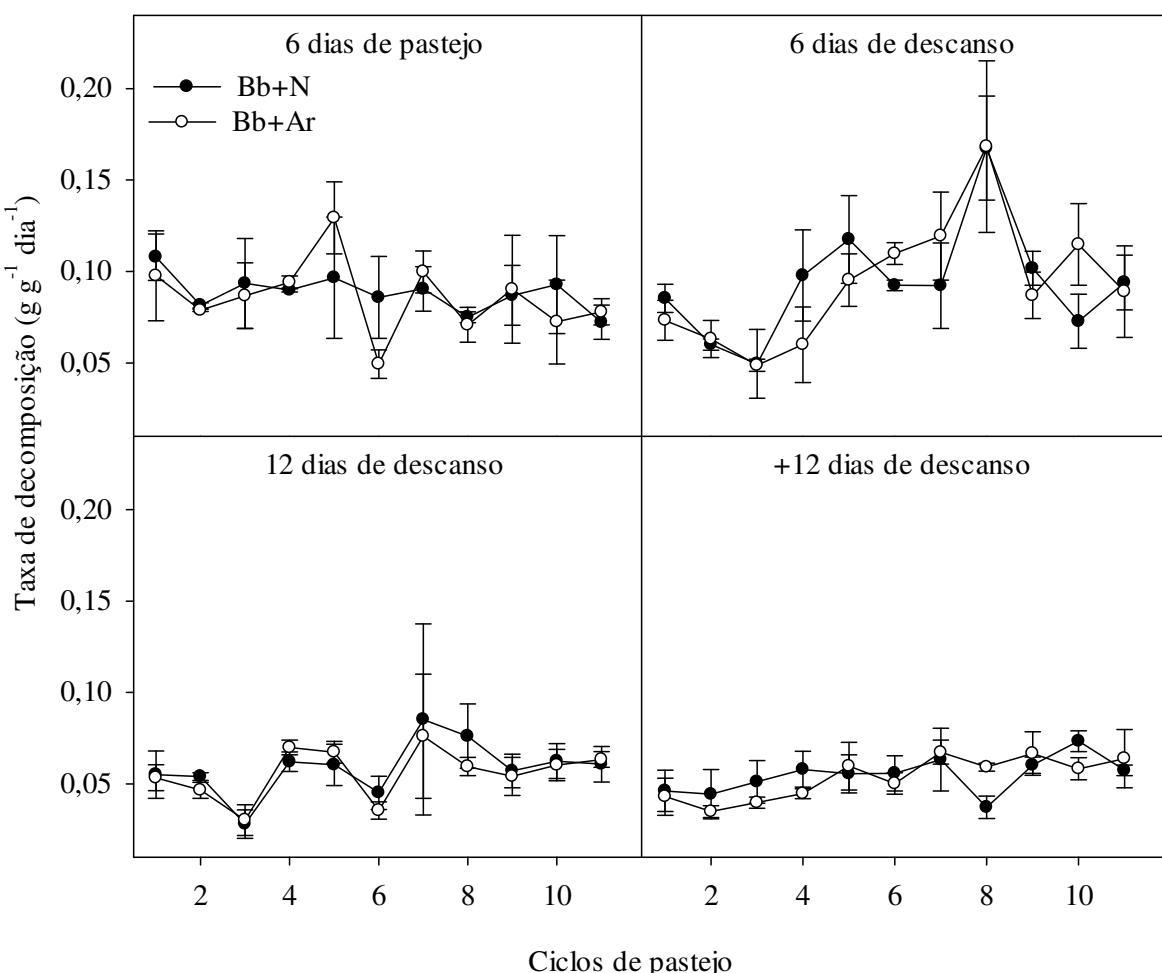


Figura 26. Variação na taxa de decomposição (k) nos 6 dias de pastejo (A), primeiros 6 dias de Descanso (B), 12 dias de descanso (C) e últimos 12 dias de descanso (D), durante os 11 ciclos avaliados de pastagens de capim Marandú fertilizados com 120 kg N ha^{-1} (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Ambos os tratamentos Bb+Ar e Bb+N dispuseram de maiores valores de LE e LD quando os animais estavam pastejando e nos primeiros dias de descanso (Figura 22). Resultados semelhantes foram encontrados por Ramalho et al. (2019) para LD. Os autores observaram aumento da LD no período de pastejo e nos últimos 14 dias de descanso. No entanto, para LE não foram observadas diferenças. Segundo os autores, isto pode ser explicado devido ao acúmulo máximo de biomassa no momento da entrada dos animais no

piquete e por isso espera-se maior deposição no período de pastejo que é também promovido pelo pisoteio animal. Após o período de pastejo, durante os primeiros 14 dias de descanso, a quantidade de LD depositada foi menor, pois não há pastejo e o crescimento das plantas é retomado. Nos 14 dias finais de descanso mais LD é esperada do que os 14 dias anteriores, pois com a senescência e o crescimento alcançam equilíbrio.

No presente estudo, apesar de não haver diferença estatística, foi possível observar uma tendência de maior LD no 6P e 6D. É possível que o fracionamento maior do período de descanso, e o curto período avaliado, logo após a saída dos animais tenham influenciado nesses resultados. O período mais longo após a saída do piquete utilizados por Ramalho et al. (2019) pode ter mascarado este efeito, de acordo como os próprios autores, uma gama de variação maior é observada em um período de tempo mais curto para LD em comparação com LE.

O efeito de aumento de LD nos últimos dias de descanso não foi observado, pelo contrário, foi o período com os menores valores. Diferentemente de Ramalho et al. (2019), a LE variou entre as épocas de coleta (Figura 21). Com o avanço do período de descanso, a influência do animal na dinâmica da liteira é mínima, e 'k' passa a ser influenciado apenas pelo equilíbrio entre crescimento e senescência da forrageira, que pode ser evidenciado pelas menores taxas de decomposição (*k*) ocorridas nos períodos de descanso 12D e, principalmente +12D. Os baixos valores do 'k' no final do período de descanso, resultam em maior LE no momento de entrada dos animais nos piquetes, com os animais pastejando a dinâmica da deposição da liteira é alterada, a LD aumenta, e consequentemente o 'k', e mesmo após a saída dos animais, o efeito do pastejo se estende até os primeiros 6 dias de descanso, o que é confirmado pelas maiores LD e 'k' (Figura 27), em contraste ao observado por Ramalho et al. (2019).

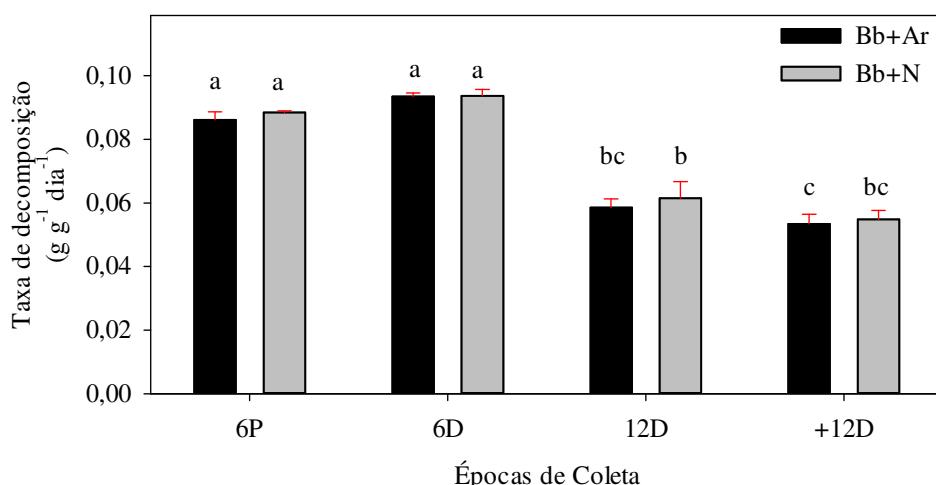


Figura 27. Taxa de decomposição (*k*) de capim Marandú fertilizado com 120 kg N ha⁻¹ (Bb+N) ou consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar) em 4 épocas diferentes de coleta. 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D) e últimos dias de descanso (+12D), barras de médias seguidas de letras diferentes diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05), em Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

A adição de amendoim forrageiro em pastagens de gramíneas pode aumentar a decomposição da liteira (OLIVEIRA et al., 2002), porém isto não foi observado no presente estudo. Na mesma forma, Rezende et al. (1999) e Ramalho et al. (2019) observaram nenhum

impacto da presença da leguminosa forrageira *Desmodium ovalifolium* na taxa de decomposição ('k') da liteira. O pastejo modificou "k", e influenciou a decomposição até os primeiros dias de descanso, contudo, o efeito foi similar entre Bb+Ar e Bb+N (Figura 27).

A produção de liteira depende da quantidade de biomassa produzida de forragem. Durante a condução do experimento, a oferta de amendoim oscilou entre 3,02% e 14,36% da oferta total, 29,57 e 274,12 kg MS ha⁻¹, respectivamente. Em média $7,99 \pm 0,82\%$ da oferta foi de amendoim, representando $125,05 \pm 15,65$ kg MS ha⁻¹. O amendoim forrageiro possui hábito de crescimento prostrado. Paris et al. (2008) demonstraram que o amendoim se concentra principalmente nos estratos inferiores e intermediários do dossel da pastagem até 14 cm acima do solo. Para aferir a oferta de forragem, a amostragem foi realizada a uma altura de corte de 10 cm acima do solo; dessa forma, poderia representar uma fonte de erro e subestimar os valores de oferta. No entanto, a oferta de amendoim foi similar a observada por Paris et al. (2009) em pastagens de Coastcross-1 consorciados com amendoim forrageiro, que registraram a oferta de amendoim entre 2,5% e 10% da MS, representando aproximadamente 48 e 267 kg MS ha⁻¹.

Thomas e Asakawa (1993) estimaram a produção de liteira de amendoim forrageiro em monocultura entre 7,07 e 12,3 kg MS ha⁻¹ dia⁻¹, uma das produções mais baixas entre as espécies estudadas pelos autores. No presente estudo, a abundância de $\delta^{13}\text{C}$ apontou que $3,50 \pm 0,38\%$ e $3,66 \pm 0,28\%$ do C da LE e LD, respectivamente, eram do amendoim. Ao longo do trabalho a proporção de leguminosa na liteira oscilou entre 1% e 7%. É possível que a baixa proporção da leguminosa na liteira (LE e LD) pode ser parcialmente explicada pela rápida decomposição da leguminosa na liteira antes da amostragem. Durante o ciclo de pastejo, a dinâmica de deposição e decomposição de liteira pôde ser dividida em duas fases, a primeira, que compreende os 12 primeiros dias do ciclo, ou seja, o período de pastejo e os primeiros 6 dias de descanso e a segunda fase, que consiste nos últimos 24 dias de descanso. Dessa forma, a deposição do amendoim seguiu essa tendência, a maior contribuição ocorreu na primeira fase do ciclo (Figura 28), com valores entre 0,95 e 4,30 kg MS ha⁻¹ dia⁻¹; na segunda fase, com a diminuição da LD, a contribuição do amendoim para a produção de liteira foi entre 0,45 e 1,45 kg MS ha⁻¹ dia⁻¹. Devido à baixa proporção da leguminosa no consorcio, a relação C/N da liteira não foi diferente entre o pasto fertilizado com N e o consórcio. Na média dos 11 ciclos, a relação C/N da liteira das pastagens fertilizadas foi de $50,20 \pm 1,99$ (40 amostras) e $49,83 \pm 1,27$ (129 amostras) nas pastagens consorciadas.

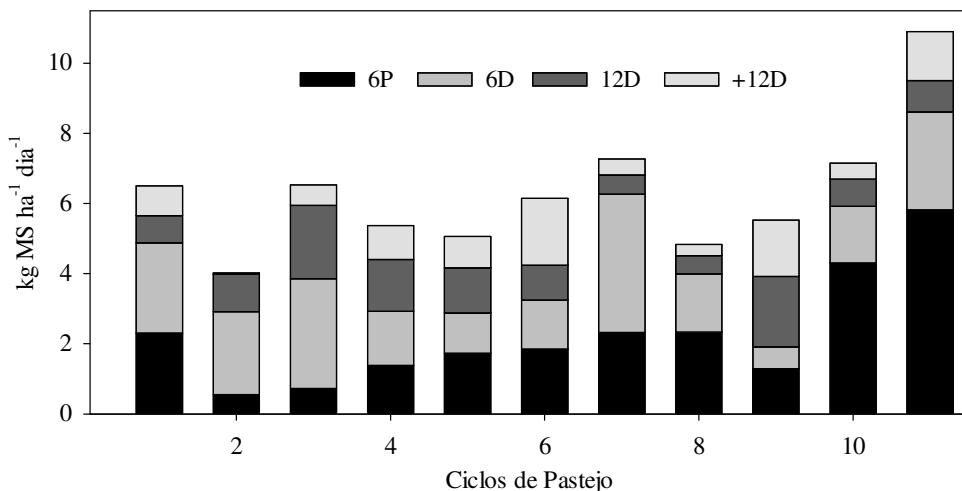


Figura 28. Deposição de amendoim na liteira ao longo dos 11 ciclos de pastejo nas diferentes épocas de coleta. 6 dias de pastejo (6P), primeiros 6 dias de descanso (6D), 12 dias de descanso (12D), e últimos dias de descanso (+12D), em Itabela – BA.

Considerando a LD em cada época de coleta de cada ciclo de pastejo, e a respectiva proporção de amendoim obtida com $\delta^{13}\text{C}$ (Figura 28) e taxa de fixação biológica do amendoim em cada época (Figura 29-A), foi possível estimar a quantidade de nitrogênio adicionado ao solo por ciclo de pastagem derivado da FBN via a deposição da liteira (Figura 29-B). Em média, em cada ciclo de pastagem, $1,06 \pm 0,10 \text{ kg N ha}^{-1}$ foi adicionado ao sistema via FBN. Em um ano, ocorrem aproximadamente 10 ciclos (ciclo de pastejo de 36 dias), com isso, $10,64 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ derivados da FBN foram adicionados ao solo na liteira do amendoim (Figura 29). O N total da liteira de Bb+Ar foi de $128,6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e de Bb+N de $117,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

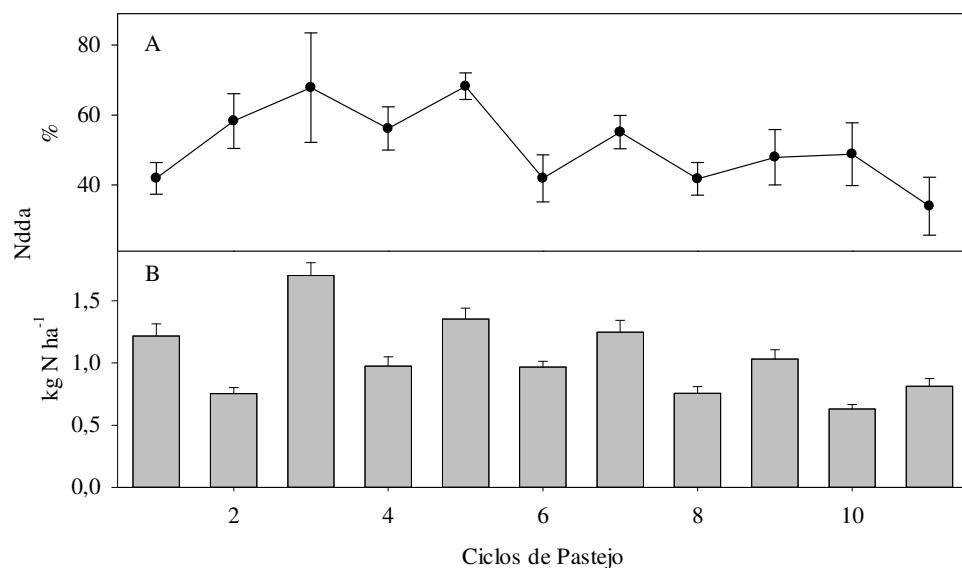


Figura 29. Porcentagem do nitrogênio total do amendoim forrageiro derivado da FBN (A), quantidade total de N derivado da FBN depositado na liteira da pastagem consorciada por ciclo de pastejo (B), em 10 ciclos de pastejo, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

6.5.2 Dinâmica do Nitrogênio

O consumo dos animais foi avaliado em 4 épocas, dezembro de 2018 e fevereiro, maio e agosto de 2019. O consumo de matéria seca dos animais não diferiu entre Bb+Ar e Bb+N, no entanto houve diferença entre as datas das amostragens ($P<0,05$; Tabela 12). O consumo de N também diferiu entre as amostragens, no entanto, para este parâmetro houve diferença entre os tratamentos ($P<0,05$).

A diferença de consumo entre as amostragens pode estar relacionada à variação da oferta em função do regime climático, visto que a amostragem com maior valor de consumo ocorreu no início do verão, quando as temperaturas foram mais propícias para o crescimento da forragem e não ocorreu restrição hídrica. A amostragem 2, realizada em fevereiro de 2019, apesar das temperaturas ideais, foi durante uma intensa estiagem, que limitou o crescimento da forragem, a amostragem 3 foi realizada quando a temperatura e precipitação começaram a diminuir na região, a amostragem 4 foi realizada no inverno.

Tabela 12. Consumo de matéria seca e nitrogênio em três amostragens de vacas em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar)

	Amostragem				Média
	1	2	3	4	
kg MS ha^{-1}					
Bb+Ar	9850 ± 341	8047 ± 261	7347 ± 136	6549 ± 152	7948 ± 277
Bb+N	8718 ± 845	6667 ± 357	7334 ± 335	6788 ± 727	7377 ± 320
Média	9284 ± 466 A	7357 ± 296 B	7340 ± 172 B	6668 ± 356	
kg N ha^{-1}					
Bb+Ar	173,2 ± 8,5	107,7 ± 3,5	89,0 ± 7,7	114,6 ± 1,1	120,1 ± 7,1 a
Bb+N	97,0 ± 10,1	66,2 ± 2,3	58,6 ± 6,6	81,0 ± 12,3	75,9 ± 4,9 b
Média	134,7 ± 12,8 A	86,0 ± 6,5 B	73,4 ± 6,4 B	97,8 ± 7,8 B	

Letras diferentes diferiram pelo teste LSD (0,05), letras minúsculas nas colunas compararam tratamentos, letras maiúsculas nas linhas compararam amostragens.

Coleta 1 – nov/18; coleta 2 – fev/19; coleta 3 – mai/19; coleta 4 - ago/19

A diferença na quantidade de N consumido reflete a qualidade da forragem ao longo do ano. O maior consumo de N ocorreu na época de melhor disponibilidade de forragem. Os animais do tratamento Bb+Ar consumiram mais N que os animais do tratamento Bb+N. A diferença no consumo de N entre os tratamentos pode ser atribuída à introdução do amendoim, uma vez que o teor de PB da braquiária foi similar entre os tratamentos. Em média o consumo de amendoim representou 13,44 ± 1,11% do MS da dieta (ou 23 % da proteína), no entanto, na época da primeira amostragem, o amendoim representou 24,73 ± 3,00% (Figura 30) da dieta dos animais, que ajuda a explicar a alta ingestão de N nesse período.

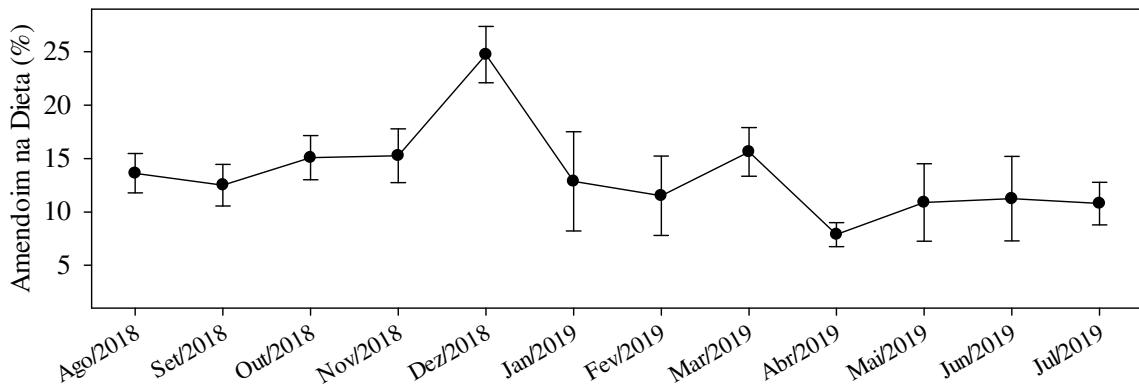


Figura 30. Proporção de amendoim na dieta dos animais em pastagens consorciadas de capim Marandú consorciada com amendoim forrageiro, Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

O N derivado da FBN (%Ndda) foi monitorado por 12 meses entre agosto de 2018 e julho de 2019. A estimativa de %Ndda para cada coleta foi a realizada comparando o $\delta^{15}\text{N}$ do amendoim com o $\delta^{15}\text{N}$ da braquiária do Bb+Ar e com o $\delta^{15}\text{N}$ de mais duas plantas espontâneas da área Bb+Ar (Tabela 13). O resultado final foi o %Ndda médio das 3 estimativas.

Tabela 13. $\delta^{15}\text{N}$ do amendoim, capim Marandú e das plantas espontâneas da área de Bb+Ar.

Planta	$\delta^{15}\text{N}$ (‰)
<i>Arachis pintoi</i>	$0,98 \pm 0,26$
<i>Brachiaria brizantha</i>	$5,86 \pm 1,28$
<i>Melasma melampyroides</i>	$3,68 \pm 0,32$
<i>Sida cordifolia</i>	$5,03 \pm 0,71$
<i>Seoparia dulcis L</i>	$3,05 \pm 0,75$
<i>Bidens pilosa</i>	$4,30 \pm 2,30$

O %Ndda variou entre 33 e 68%, a média para todo o período foi 50% (Figura 31), contribuindo entre 0,75 e 4,0 kg N ha⁻¹ (Figura 31).

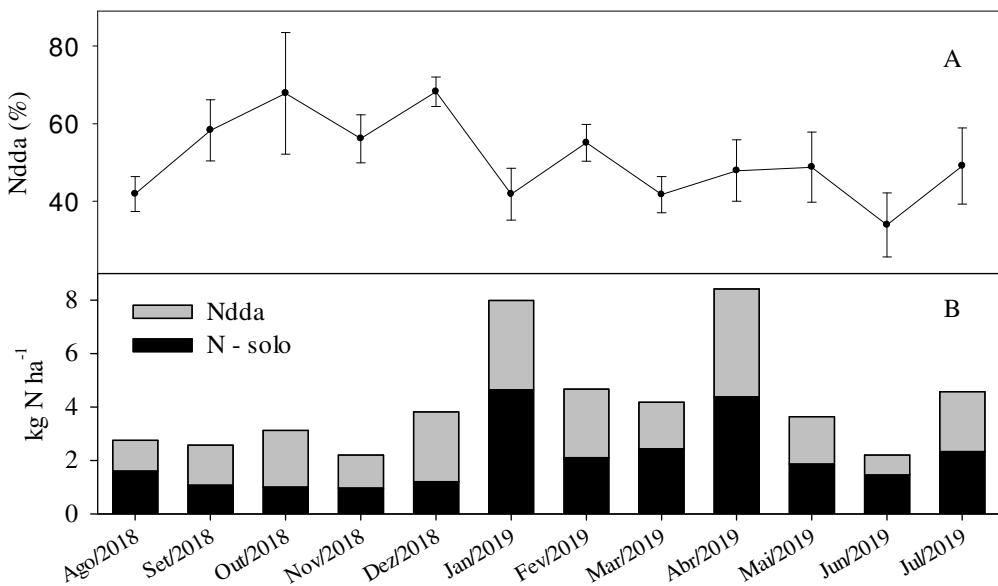


Figura 31. Taxa de fixação biológica de nitrogênio (FBN - A). Quantidade (kg Nha^{-1}) de N derivado da FBN (Ndda) e N derivado do solo (N – solo) na oferta de amendoim durante 12 meses de monitoramento (B). Itabela – BA. Barras verticais representam o erro padrão da média.

Utilizando o consumo observado em cada amostragem, e aplicando para as respectivas épocas do ano na qual foram aferidas, foi possível calcular o consumo de matéria seca e N ao longo do ano de monitoramento. Com a taxa de FBN obtida em cada ciclo, foi possível calcular o N derivado da FBN consumido pelos animais do tratamento Bb+Ar (Tabela 14).

Tabela 14. Consumo de matéria seca (MS), amendoim forrageiro (AR), nitrogênio do capim Marandú (N_{Bb}), nitrogênio do amendoim (N_{Ar}), e N derivado da FBN (Ndda) dos animais em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar).

	Consumo ($\text{kg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$)				
	MS	Ar	N_{Bb}	N_{Ar}	Ndda
Bb+Ar	8441	1189	86	39	17
Bb+N	7582	-	75	-	-

A diferença na produção de biomassa da forrageira entre o final do 10º ciclo de avaliação e o início do 1º ciclo foi utilizada para o cálculo da produção primária aérea líquida (PPAL; Tabela 15).

A PPAL foi calculada somando-se a reciclagem de matéria seca na liteira, o consumo de matéria seca animal e a diferença na biomassa forrageira entre o final do 10º ciclo de avaliação e o início do 1º ciclo (Tabela 16).

Tabela 15. Produção de matéria seca (MS), nitrogênio (N) no ciclo inicial (1º ciclo) e no ciclo final (10º ciclo) de avaliação e diferença (\neq) entre os dois ciclos em dois tratamentos. Capim Marandú fertilizado com nitrogênio (Bb+N) e capim Marandú consorciado com amendoim forrageiro (Bb+Ar).

	1º Ciclo				10º Ciclo				\neq	
	MS		N		MS		N		MS	N
	Bb	Ar	Bb	Ar	Bb	Ar	Bb	Ar		
-----kg MS ha ⁻¹ -----										
Bb+Ar	1484	119	30	4	996	100	21	5	-507	-8
Bb+N	1787	-	30	-	1222	-	33	-	-565	3

Tabela 16. Produção primária aérea líquida (PPAL) de matéria seca (MS), nitrogênio (N), amendoim forrageiro (Ar) e nitrogênio derivado da FBN (Ndda) em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar).

	PPAL (kg ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
	MS		Ar	N
	Bb+Ar	22880	1742	245
Bb+N	21149	-	196	-

A exportação de N do sistema ocorreu via produção de leite e emissão de GEE das excretas. Para exportação do N no leite foi medido o teor de proteína e ureia. Foram utilizadas as médias diárias de produção de leite de cada ciclo de avaliação, e a exportação calculada em função dos teores de proteína e ureia obtidos nas avaliações de qualidade de leite sendo os valores mais próximos aos ciclos avaliados.

Em média, por ciclo, a exportação de N no leite foi 1,35 e 1,28 kg N ha⁻¹, Bb+Ar e Bb+N, respectivamente, ao longo de todo o período experimental 13,46 e 12,84 kg N ha⁻¹, Bb+Ar e Bb+N, respectivamente, foram exportados do sistema no leite. Não houve diferença estatística entre os tratamentos, como o teor de proteína foi similar entre os tratamentos, a variação ocorrida na exportação de N no leite está ligada a variação da produção leiteira (Figura 32).

A produção fecal foi estatisticamente igual entre os tratamentos e épocas de coleta (Tabela 17). Em média, a produção fecal foi 5,54 kg MS animal⁻¹ dia⁻¹. Encontra-se na faixa esperada para vacas leiteiras, entre 2,80 e 6,48 kg MS dia⁻¹ (HAYNES & WILLIAMS, 1993). Para excreção de N, não houve diferença estatística entre os tratamentos, mas houve diferença entre as épocas de coleta ($P<0,001$; Tabela 16). A excreção de N nas coletas de fezes realizadas em dezembro de 2018 (amostragem 1) e agosto de 2019 (amostragem 4) foram estatisticamente iguais, e maiores que a realizada em junho de 2019 (amostragem 3), a menor excreção de N nas fezes ocorreu na amostragem realizada em fevereiro de 2019 (amostragem 2). Como a produção de matéria seca fecal foi similar entre as épocas, pode-se assumir que a diferença na excreção de N está relacionada à variação no crescimento da forragem ao longo do ano, refletindo na qualidade da forragem. A excreção de N-fecal está dentro da variação observada por REED et al. (2015), que observaram excreção média de 144 g dia⁻¹, com variação entre 35 e 334 g dia⁻¹.

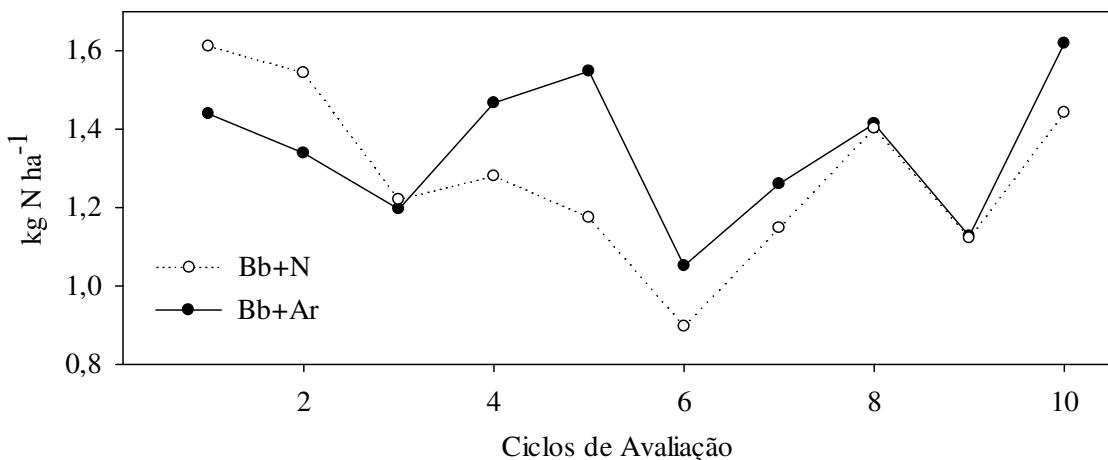


Figura 32. Exportação de nitrogênio no leite (proteína + ureia) em pastagens de capim Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em 10 ciclos de avaliação, Itabela – BA.

Tabela 17. Produção fecal e deposição de nitrogênio das fezes em pastagens de capim Marandú fertilizados com ureia (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em 4 amostragens, Itabela – BA.

	Coletas				kg MS ha^{-1}	
	$\text{kg MS fezes vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$					
	1	2	3	4		
Bb+Ar	$5,51 \pm 0,41$	$5,54 \pm 0,23$	$5,69 \pm 0,11$	$5,15 \pm 0,13$	4238	
Bb+N	$5,54 \pm 0,49$	$5,22 \pm 0,10$	$5,29 \pm 0,39$	$6,02 \pm 0,45$	4282	
	$\text{g N vaca}^{-1} \text{ dia}^{-1}$				kg N ha^{-1}	
Bb+Ar	$98,95 \pm 10,37$	$65,57 \pm 6,75$	$76,98 \pm 1,32$	$93,39 \pm 6,17$	66,4	
Bb+N	$78,91 \pm 7,27$	$52,55 \pm 1,19$	$69,01 \pm 4,49$	$83,45 \pm 8,55$	56,0	
Média	$88,93 \pm 6,75$ a	$60,06 \pm 3,97$ c	$73,00 \pm 2,54$ b	$88,42 \pm 5,24$ b		

Letras minúsculas nas linhas diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05).

^a Deposição total de fezes ao longo de 10 ciclos de avaliação.

^b Deposição total de nitrogênio ao longo de 10 ciclos de avaliação

Amostragens 1, 2, 3 e 4 realizadas em dez/2018, fev/2019, mai/2019 e ago/2019, respectivamente

O volume urinário não diferiu entre tratamentos ou épocas de coleta, em média a produção urinária foi $20,32 \pm 0,90$ L urina vaca $^{-1}$ dia $^{-1}$ (Tabela 18). O volume obtido nesse estudo está dentro da variação de 10 e 25 L dia $^{-1}$, observada por Haynes & Williams (1993). O volume diário de urina varia entre animais e épocas do ano, pois está relacionado com o consumo e excreção de água e sais (HAYNES & WILLIAMS, 1993). Apesar da variação que ocorre no volume urinário, as diferenças observadas ao longo do ano não foram suficientes para apresentar diferença estatística. Uma explicação pode ser a utilização de animais diferentes entre as coletas.

A deposição de N na urina nas pastagens consorciadas foi maior que nas pastagens de gramíneas fertilizadas, além disso, houve diferença entre as épocas de coleta ($P<0,05$). O comportamento da excreção de N na urina foi similar ao observado para fezes, ocorrendo juntamente com a época de coleta com maior consumo de N dezembro de 2018 (coleta 1), com esse efeito ocorrendo de forma mais acentuada no Bb+Ar. Os dados obtidos nas 4 coletas estão na faixa inferior da estimativa realizada por Dijkstra et al. (2013), que afirma que a

concentração de N na urina pode variar entre 3 e 20 g L⁻¹. Em média 4,32 g L⁻¹ foi observado para Bb+Ar e 2,80 g L⁻¹ para Bb+N, fora da faixa de valor estipulada por Haynes e Williams (1993) de 8 e 15 g L⁻¹. Reed et al (2015) observaram excreção de N na urina entre 22,3 e 350 g dia⁻¹. Em média, 81,8 ± 6,5 g N vaca⁻¹ dia⁻¹ foi exportado na urina de Bb+Ar, enquanto 53,7 ± 3,0 g N dia⁻¹ foi exportado na urina de Bb+N.

Tabela 18. Produção urinária e deposição de nitrogênio na urina em pastagens de capim Marandú fertilizados com ureia (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar), em 4 amostragens, Itabela – BA.

	Coletas				L urina ha ^{-1a}
	1	2	3	4	
	L urina dia ⁻¹				
Bb+Ar	24,8 ± 2,5	21,0 ± 3,4	19,6 ± 0,8	16,6 ± 3,2	20,5 ± 1,7
Bb+N	23,0 ± 2,4	18,6 ± 2,2	20,6 ± 1,9	18,1 ± 2,6	20,1 ± 1,1
	g N dia ⁻¹				kg N ha ^{-1b}
Bb+Ar	109,3 ± 15,8	76,6 ± 8,0	55,8 ± 2,7	85,4 ± 13,0	81,8 ± 6,5 A
Bb+N	58,9 ± 6,2	46,9 ± 4,8	47,2 ± 4,5	61,6 ± 7,5	53,7 ± 3,0 B
Média	84,1 ± 25,2 a	61,8 ± 14,8bc	51,5 ± 4,2c	73,5 ± 11,8ab	67,7 ± 14,0

Letras minúsculas nas linhas e maiúsculas nas colunas diferiram estatisticamente pelo teste LSD (0,05).

^a Deposição total de urina ao longo de 10 ciclos de avaliação.

^b Deposição total de nitrogênio ao longo de 10 ciclos de avaliação

Amostragens 1, 2, 3 e 4 realizadas em Dez/2018, Fev/2019, Mai/2019 e Ago/2019, respectivamente.

Apesar de não haver diferença estatística o tratamento Bb+Ar apresentou uma tendência de elevar a excreção de N em ambas as excretas, e aumentou a participação do N excretado na urina. No tratamento Bb+N, em média, 43,27 ± 1,38% do N excretado foi N-urinário, em contrapartida, no tratamento Bb+Ar 48,86 ± 2,57% do N excretado estava na urina. Sabe-se que com o aumento da qualidade da dieta, ou seja, maior quantidade de N fornecida para o consumo animal, praticamente o N-fecal é pouco alterado, diferentemente do observado do N-urinário (KEBREAB et al., 2001; DIJKSTRA et al., 2013). Contudo, muito desses resultados foram obtidos em pastagens de alta qualidade nutricional, ou com animais alimentados em sistema de confinamento, situações muito distantes da realidade da maioria dos produtores brasileiros. No ambiente tropical já haviam sido realizados trabalhos com a utilização de leguminosas arbóreas (XAVIER et al., 2013), e não foram observadas alterações na participação do N, contudo, para leguminosas forrageiras consorciadas com gramíneas tropicais em sistema de alimentação exclusivamente a pasta ainda não há resultados.

Os FEs obtidos para N₂O e NH₃ no capítulo II foram aplicados às estimativas anuais de excreção de N das fezes e urina, permitindo o cálculo das perdas de N, juntamente com o N exportado no leite, para estimar o fluxo de N de ambos os tratamentos. Como foram realizadas duas aplicações de excretas em épocas distintas, e consequentemente, dois FE foram obtidos, considerando que cada FE represente as perdas em uma metade do ano, para fins de cálculo, foi aplicado um FE médio no total de N depositado no solo (Tabela 19).

Tabela 19. Fatores de emissão médios utilizados para cálculo da perda de N das excretas depositadas no solo em pastagens de capim Marandú fertilizados com ureia (Bb+N) ou consorciados com amendoim forrageiro (Bb+Ar).

	N ₂ O		NH ₃	
	Urina	Fezes	Urina	Fezes
Bb+Ar	0,81 %	0,09 %	4,41 %	0,23 %
Bb+N	2,09 %	0,21%	2,21%	0,17 %

A volatilização de NH₃ das fezes representou a saída de 0,15 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ em Bb+Ar e 0,09 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ em Bb+N. O total de N volatilizado da urina de Bb+Ar foi 2,88 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ enquanto para Bb+N, 0,93 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ foi volatilizado. Do ponto de vista ambiental, o NH₃ não age diretamente no balanço energético da atmosfera, porém, quando presente na atmosfera pode ser depositado no solo, e se transformar em fonte de emissão de N₂O. Desse modo, é importante ser quantificado, pois sua emissão representa uma fonte indireta de GEE, além disso, representa uma perda de N do sistema solo – planta – animal.

Quanto às emissões de N₂O, as fezes de Bb+Ar emitiram 0,06 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, e 0,12 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ foi emitido pelas fezes de Bb+N. As perdas de N via emissão de N₂O da urina somaram 0,47 e 0,76 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, Bb+Ar e Bb+N, respectivamente. O N₂ foi calculado a partir da razão N₂O/N₂ de 3,63 para urina e 3,48 para ureia obtidas por Zaman et al. (2007). A mesma razão utilizada para urina foi usada para as fezes. Apesar de ser um gás inerte para o efeito estufa, a emissão de N₂ é mais um dreno de N do sistema. Somando as perdas gasosas de N com o N exportado no leite, a saída total de N foi calculada (Tabela 20).

Tabela 20. Quantidade de N perdido nas fezes, urina e leite em pastagens de braquiária Marandú fertilizada com ureia (Bb+N) ou consorciada com amendoim forrageiro (Bb+Ar)

	kg N ha ⁻¹			
	N-Fezes	N-Urina	N-Leite	N-total
Bb+Ar	0,23	3,55	13,46	17,24
Bb+N	0,24	2,06	12,84	15,14

A introdução do amendoim aumentou o N da produção primária aérea líquida (PPAL), aumentou a quantidade de N consumida pelos animais, e consequentemente, houve aumento de aproximadamente 1,5 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ nas perdas de N via emissão de GEE da urina. No entanto, o sistema fertilizado é mantido com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ na forma de ureia, gerando emissões de GEE nas etapas de síntese, transporte e aplicação. A aplicação de ureia resultou em perdas de 4,66% do N (5,69 kg N ha⁻¹ ano⁻¹). Além disso, não houve aumento das emissões de background das pastagens consorciadas. A quantidade de N derivado da fixação de N₂ no amendoim forrageiro superou as perdas de N via emissão de gases das excretas e do N exportado no leite, e foi suficiente para manter a produção similar às pastagens fertilizadas e em alguns momentos até superá-la.

Considerando a produção de leite e as emissões de N₂O e NH₃ das excretas e do fertilizante, no caso do tratamento Bb+N, foi possível calcular a quantidade de GEE emitidos por kg de leite produzido em cada tratamento. Para transformar a volatilização de NH₃ das excretas e fertilizante em emissões de N₂O, foi aplicado o FE de 0,010 (EF₄) para emissões indiretas de N₂O do IPCC (2006). As emissões de N₂O foram transformadas em carbono equivalente (CO₂eq) utilizando o potencial de aquecimento global (PAG) de 298 (MYHRE et al., 2013). A emissão do tratamento Bb+N foi de 470,7 g CO₂eq kg leite⁻¹, dos quais 350 g CO₂eq kg leite⁻¹ oriundos da fertilização nitrogenada. Em contrapartida, a introdução de amendoim forrageiro em pastagens de capim Marandú em substituição à fertilização nitrogenada reduziu as emissões para 70,4 g CO₂eq kg leite⁻¹, mostrando o efeito positivo da introdução do amendoim forrageiro nas pastagens para mitigação das emissões de GEE.

6.6 CONCLUSÕES

A introdução do amendoim não alterou a dinâmica da liteira de deposição e decomposição da liteira. A dinâmica da liteira em sistemas consorciados é altamente influenciada pelas épocas de pastejo e de descanso. A FBN foi capaz de suprir a demanda de N do sistema produtivo de leite e reduziu a emissão de GEE por kg de leite produzido. Estimou-se que a intensidade das emissões dos GEE (excluindo metano entérico) caiu de 470 g CO₂eq para 70 g CO₂eq kg de leite⁻¹ quando o fertilizante N foi substituído pelo amendoim forrageiro.

7 CONCLUSÕES GERAIS

Estudos prévios com o consórcio de amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) com capim Marandú (*Brachiaria brizantha*, cv Marandú) mostram que a leguminosa pode se manter em boa proporção da oferta de pasto por muitos anos desde que manejada corretamente. Pelo presente estudo, a produção de leite de animais se alimentando de pastagens consorciadas de *Arachis pintoi* cv. Belomonte com *Brachiaria brizantha* cv Marandú em sistema rotacionado foi maior do que quando se alimentam de pastagens exclusivas de Marandú adubado com 120 kg N ha⁻¹, mantendo a mesma a qualidade do leite quanto ao conteúdo de gordura, proteína e lactose.

A maior produção de leite foi associada ao maior consumo de proteína pelas vacas na pastagem consorciada, onde a leguminosa permitiu maior ingestão de proteína para um mesmo consumo de matéria seca. A leguminosa não consumida contribuiu para a reciclagem de N por meio dos tecidos senescentes depositados no solo, ou liteira, porém sem alterar a taxa de decomposição em comparação à liteira da pastagem de gramínea fertilizada, ou mesmo aumentar significativamente a quantidade de N liberada para o solo.

Nas condições do estudo, a quantidade média de N liberada da liteira para o solo foi de 125 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, independentemente do tipo de pastagem. Considerando que pela via animal, a quantidade de N liberada nas excretas (urina e fezes) foi 131 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ na pastagem consorciada e de 98 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ no pasto exclusivo de gramínea, o manejo adotado para a pastagem permitiu que 40 a 50% do N fosse reciclado via liteira e o restante via animal, esta última via um pouco mais relevante nas pastagens consorciadas com maior proporção do N excretado na forma de urina.

As quantidades de N exportadas no leite, e recicladas pela liteira e pelo animal permitiram estimar o balanço de N. Neste estudo, a contribuição da FBN foi de aproximadamente 30 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, e embora tenha sido relativamente baixa, é suficiente para compensar as exportações do N pelo leite e as perdas de N via volatilização de NH₃ e pela emissão de N₂O. Neste estudo, as perdas ficaram abaixo de 20 kg N ha⁻¹.

As perdas de N ocorrem preponderantemente por volatilização de NH₃, e foram dez a vinte vezes maiores pelas excretas (11 e 17 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ para o pasto de Marandú e para o consórcio, respectivamente) do que pela liteira (1 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, independentemente do tipo de pasto), mais altas pela urina do que pelas fezes. As emissões de N₂O foram relativamente pequenas, porém foram relevantes tendo em conta o potencial de efeito-estufa do gás, sendo o fator de emissão direta do N excretado (fezes + urina) inferior ao valor *default* de 2% do IPCC, independentemente do tipo de pastagem.

A FBN introduziu uma quantidade quatro vezes menor de N no pasto consorciado do que a introduzida pela ureia na pastagem fertilizada exclusiva de Marandú. Porém, devido às perdas de volatilização de NH₃ e emissão de N₂O na aplicação dos 120 kg N ha⁻¹ de fertilizante (ureia), a intensidade de emissão de CO₂ em termos equivalentes devidas ao N (PAG N₂O = 298) circulante na pastagem de Marandú (470 g CO₂eq kg⁻¹ leite) é bem maior do que para o consórcio (70 g CO₂eq kg⁻¹ leite). Esse resultado mostra que a introdução da leguminosa *Arachis pintoi* nas pastagens de *Brachiaria brizantha* oferece vantagens de maior produtividade do leite com menor impacto nas emissões de GEE.

8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIEC – Associação Brasileira das Indústrias Exportadoras de Carnes. **Perfil da Pecuária no Brasil**, 2019.
- ALEXANDRATOS, N. AND BRUINSMA. J. World agriculture towards 2030/2050: the 2012 revision. **ESA Working paper No. 12-03**. Rome, FAO. 2012.
- ALVES, N. G. Fatores determinantes da produção de leite. 1^a ed. Curso de Pós-Graduação “Lato Sensu” (Especialização) a Distância – Bovinocultura Leiteira: Manejo, Mercado e Tecnologia. Lavras: **UFLA/FAEPE**, 41p. 2008.
- ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, W. R. D.; JANTALIA, C. P. J; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. 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, 2012.
- ARAÚJO, E. S.; MARCOLA, T.; MIYAZAWA, M.; SOARES, L. H. B.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Calibração de câmara semiaberta estática para quantificação de amônia volatilizada do solo. **Pesquisa. Agropecuária. Brasileira**. v. 44, p. 769 – 776. 2009.
- ARNOLD, S L & SCHEPERS, J S. A simple roller-mill grinding procedure for plant and soil samples. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.35, p.537-545, 2004
- BARCELLOS, A. D. O.; RAMOS, A. K. B.; VILELA, L.; JUNIOR, M.; BUENO, G. Sustentabilidade da produção animal baseada em pastagens consorciadas e no emprego de leguminosas exclusivas, na forma de banco de proteína, nos trópicos brasileiros. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37 p. 51 - 67. 2008.
- BARNARD, R.; LEADLEY, P. W.; HUNGATE, B. A. Global change, nitrification, and denitrification: a review. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 19, n. 1, 2005.
- BARNEZE, A.; MAZZETTO, A.; ZANI, C.; MISSELBROOK, T.; CERRI, C. Nitrous oxide emissions from soil due to urine deposition by grazing cattle in Brazil. **Atmospheric Environment**, v.92, p. 394 – 397. 2014.
- BODDEY, R. M.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; CANTARUTTI, R. B.; ALVES, B. J. R.; FERREIRA, E.; RICHTER, M.; CADISCH, G.; URQUIAGA, S. The nitrogen cycle in pure grass and grass/legume pastures: Evaluation of pasture sustainability. In **Nuclear Techniques in Soil-Plant Studies for Sustainable Agriculture and Environmental Preservation**, pp. 307 - 319. FAO/IAEA, 1995.
- BODDEY, R. M.; RAO, I. M.; THOMAS, R. J. Nutrient cycling and environmental impact of *Brachiaria* pastures. In: JW Miles, BL Maass & CB do Valle (eds) **Brachiaria: The Biology, Agronomy and Improvement**. pp 72 – 86. Publication 259, CIAT, Cali, Colombia. 1996.
- BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O. C. DE; REZENDE, C. DE P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in *Brachiaria* pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 103, n. 2, p. 389 - 403. 2004.
- BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Estimation of global NH₃ volatilization loss from synthetic fertilizers and animal manure applied to arable lands and grasslands. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 2, p. 8-1-8-14, 2002.

- BRAZ, S. P., URQUIAGA, S., ALVES, B. J., JANTALIA, C. P., GUIMARÃES, A. P., DOS SANTOS, C. A. BODDEY, R. M.. Soil carbon stocks under productive and degraded *Brachiaria* pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77 n. 3, p. 914 - 928. 2013
- BREMNER, J. Determination of nitrogen in soil by the Kjeldahl method. **The Journal of Agricultural Science**, v. 55 n 1, 11-33. 1960.
- BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** v. 368, n 1621 p. 1 – 13, 2013.
- CAI, Y; AKIYAMA, H. Nitrogen loss factors of nitrogen trace gas emissions and leaching from excreta patches in grassland ecosystems: A summary of available data. **Science of the Total Environment**, v. 572, p. 185-195, 2016.
- CAMERON, K. C.; DI, H. J; MOIR, J. L. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**, v. 162, n. 2, p. 145-173, 2013.
- CANTARUTTI, R. B.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CADISCH, G.; DE REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; URQUIAGA, S. The effect of grazing intensity and the presence of a forage legume on nitrogen dynamics in *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 64 n. 3, p. 257 - 271. 2002.
- CARDOSO, A. S., BERNDT, A., LEYTEM, A., ALVES, B. J., DE CARVALHO, I. D. N., DE BARROS SOARES, L. H., BODDEY, R. M. Impact of the intensification of beef production in Brazil on greenhouse gas emissions and land use. **Agricultural Systems**, 143, 86 - 96. 2016 a.
- CARDOSO, A. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. 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**. v. 58, n. 6, p. 1079-1086, 2016 b.
- CARDOSO, A. S.; QUINTANA, B. G.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; DE FIGUEIREDO BRITO, L.; DA SILVA MORGADO, E.; REIS, R. A.; RUGGIERI, A. C. N₂O emissions from urine-treated tropical soil: Effects of soil moisture and compaction, urine composition, and dung addition. **Catena**, n. 157, p. 325 - 332. 2017
- CARDOSO, A. S.; OLIVEIRA, S. C.; JANUSCKIEWICZ, E. R.; BRITO, L. F.; DA SILVA MORGADO, E.; REIS, R. A.; RUGGIERI, A. C. 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**, n. 194, 2019
- CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1-17, 2007.
- CHIZZOTTI, M. L.; VALADARES FILHO, S. D. C.; VALADARES, R. F. D.; CHIZZOTTI, F. H. M.; MARCONDES, M. I.; FONSECA, M. A. Consumo, digestibilidade e excreção de ureia e derivados de purinas em vacas de diferentes níveis de produção de leite. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36 n. 1, p. 138 - 146. 2007.
- COATES, D. B.; SCHACHENMANN, P.; JONES, R. J. Reliability of extrusa samples collected from steers fistulated at the oesophagus to estimate the diet of resident animals in grazing experiments. **Australian Journal of Experimental Agriculture**, v. 27, n. 6, p. 739-745, 1987.

- DAVIDSON, E. A.; KELLES, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP, E. Testing a Conceptual Model of Soil Emissions of Nitrous and Nitric Oxides. **Bioscience**, v. 50, n° 8, p. 667 - 680, 2000.
- DEWHURST, R. J.; FISHERW. J.; TWEED, J. K. S.; WILKINS R. J. Comparison of grass and legume silages for milk production. 1. Production responses with different levels of concentrate. **Journal of Dairy Science**, 86, p. 2598–2611. 2003
- DIJKSTRA, J.; OENEMA, O.; VAN GROENIGEN, J. W.; SPEK, J. W.; VAN VUUREN, A. M.; BANNINK, A. Diet effects on urine composition of cattle and N₂O emissions. **Animal**. V. 7 s. 2, p. 292 - 302. 2013.
- DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain: the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. **Global Change Biology**, v. 9, n. 2, p. 204 - 218, 2003.
- ETTALA, T. & KREULA, M. Studies on the nitrogen compounds of the faeces of dairy cows fed urea as the sole or partial source of nitrogen. **Agricultural and Food Science**, v. 51 n. 1, p. 506 - 513. 1979
- FERRAZ, J. B. S.; DE FELÍCIO, P. E. Production systems – An example from Brazil. **Meat Science**, v. 84, n. 2, p. 238-243, 2010.
- FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbial basis of NO and N₂O production and consumption in soils. In: ANDRAE, M. O.; SCHIMEL, D. S. (Eds.). **Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere**. New York, 7 - 21, 1989.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF UNITED NATIONS (FAO). World Fertilizer Trends and Outlook to 2020. Rome. 38 p. 2017.
- FLESSA, H.; DORSCH, P.; BEESE, F.; KONIG, H.; BOUWMAN, A. F. Influence of cattle wastes on nitrous oxide and methane fluxes in pasture land. **Journal of Environmental Quality**, v. 25, n. 6, p. 1366 - 1370, 1996.
- GERSSEN-GONDELACH, S. J.; LAUWERIJSSEN, R. B.; HAVLÍK, P.; HERRERO, M.; VALIN, H.; FAAIJ, A. P.; WICKE, B. Intensification pathways for beef and dairy cattle production systems: Impacts on GHG emissions, land occupation and land use change. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, n. 240, p. 135-147. 2017
- GOMES, F. K.; OLIVEIRA, M. D.; HOMEM, B. G.; BODDEY, R. M.; BERNARDES, T. F.; GIONBELLI, M. P.; CASAGRANDE, D. R. Effects of grazing management in *Brachiaria* grass-forage peanut pastures on canopy structure and forage intake. **Journal of Animal Science**, v. 96 n. 9, p. 3837 - 3849. 2018.
- GONZALEZ, M. S.; NEURKVAN, L. M.; ROMERO, F. Producion de leche en pasturas de estrella africana (*Cynodon nemfluensis*) solo y associado con *Arachis pintoi* o *Desmodium ovalifolium*. **Pasturas Tropicales**, v. 18, n. 1, p. 2 - 12. 1996.
- van GROENIGEN, J. W.; VELTHOF, G. L.; VAN DER BOLT, F. J.; VOS, A., KUIKMAN, P. J. Seasonal variation in N₂O emissions from urine patches: effects of urine concentration, soil compaction and dung. **Plant and Soil**, v. 273 n. (1-2), 15-27. 2005.
- HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, v. 49, p. 119 - 199, 1993.
- HERNANDEZ, C. H. M.; ARGEL, M. P. J.; IBRAHIM, M. A.; MANNETJE, L. T. Pasture production, diet selection and liveweight gains of cattle grazing *Brachiaria brizantha* with or without *Arachis pintoi* at two stocking rates in the Atlantic Zone of Costa Rica. **Tropical Grasslands**. 1995.

- HUHTANEN, P.; KAUSTELL, K.; JAAKKOLA, S. The use of internal marks to predict total digestibility and duodenal flow of nutrients in cattle given six different diets. **Animal Feed Science and Technology**, v. 48, p. 211 - 227, 1994.
- JAFFÉ, M. Ueber den Niederschlag, welchen Pikrinsäure in normalem Harn erzeugt und über eine neue Reaction des Kreatinins. **Zeitschrift für physiologische Chemie**, v. 10 n. 5, p. 391 - 400. 1886.
- JANTALIA, C. P.; HALVORSON, A. D.; FOLLETT, R. F.; ALVES, B. J. R.; POLIDORO, J. C.; URQUIAGA, S. Nitrogen source effects on ammonia volatilization as measured with semi-static chambers. **Agronomy Journal**, n. 104 p. 1595-1603, 2012.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Censo Agropecuário. Disponível em <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/censo-agropecuario/censo-agropecuario-2017>>. Acesso Janeiro de 2019.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Pesquisa Pecuária Municipal. Disponível em <<https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/ppm/quadros/brasil/2018>> Acesso em Janeiro de 2019.
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Kanagawa, Japan. 2006.
- IPCC, Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T. F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bexand P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp. 2013.
- IPCC, Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, R.K. Pachauri and L.A. Meyer (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 151 pp. 2014.
- IPNI International Plant Nutrition Institute. Consumo de fertilizantes. acesso dezembro de 2019 <<http://brasil.ipni.net/article/BRS-3132>>. 2019
- JONES, R J; LUDLOW, M M; TROUGHTON, J H; BLUNT, C G. Estimation of the proportion of C3 and C4 plant species in the diet of animals from the ratio of natural ¹²C and ¹³C isotopes in the faeces. **Journal of Agricultural Science**, v.92, n.1, p. 91 - 100, 1979.
- KEBREAB, E.; FRANCE, J.; BEEVER, D. E.; CASTILLO, A. R. Nitrogen pollution by dairy cows and its mitigation by dietary manipulation. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. v. 60, p. 275 – 285. 2001.
- KEMPERS, A. J.; ZWEERS, A. Ammonium determination in soil extracts by the salicylate method. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 17, n. 7, p. 715-723, 1986.
- de KLEIN, C. A. M. Review of the N₂O emission factor for excreta deposited by grazing animals (EF3prp). In ‘Paper prepared as part of the 2006 revised guidelines for greenhouse gas inventories of IPCC’. (Eds J Luo, T Van Der Weerden, C Hoogendoom, CAM De Klein) pp. 30–41. (Ministry of Agriculture and Forestry: Wellington). 2004.
- LABORATÓRIO DE PROCESSAMENTO DE IMAGENS E GEOPREOCESAMENTO Universidade Federal de Goiás. LAPIG/UFG. **Atlas Digital das Pastagens Brasileiras**. 2019.
- LESSA A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES B. J. R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah

- pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n. 103. 2014.
- LINN, D. M.; DORAN J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and no tilled soils. **Soil Science Society American Journal**, v. 48, p. 1267 - 1272, 1984.
- LINN, J. G; Factors Affecting the Composition of Milk from Dairy Cows in: Designing Foods: Animal Product Options in the Marketplace, Committee on Technological Options to Improve the Nutritional Attributes of Animal Products, **National Research Council** 1988.
- LUO, J.; BALVERT, S. F.; WISE, B.; WELTEN, B.; LEDGARD, S. F.; DE KLEIN, C. A. M.; JUDGE, A. Using alternative forage species to reduce emissions of the greenhouse gas nitrous oxide from cattle urine deposited onto soil. **Science of the Total Environment**, n. 610, p. 1271 - 1280. 2018.
- MARTHA, G. B.; ALVES, E.; CONTINI, E. Land-saving approaches and beef production growth in Brazil. **Agricultural Systems**, v. 110, p. 173-177, 2012.
- MATHIEU, O.; HENAUT, C.; LEVEQUE, J.; BAUJARD, E.; MILLOUX, M. J.; ANDREUX, F. Quantifying the contribution of nitrification and denitrification to the nitrous oxide flux using N-15 tracers. **Environmental Pollution** v. 144, p. 933 – 940. 2006.
- MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; CERRI, C. C. Temperature and moisture affect methane and nitrous oxide emission from bovine manure patches in tropical conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, n. 76, p. 242 - 248. 2014.
- MAZZETTO, A. M.; BARNEZE, A. S.; FEIGL, B. J.; VAN GROENIGEN, J. W.; OENEMA, O.; DE KLEIN, C. A. M.; CERRI, C. C. Use of the nitrification inhibitor dicyandiamide (DCD) does not mitigate N₂O emission from bovine urine patches under Oxisol in Northwest Brazil. **Nutrient cycling in agroecosystems**, n. 101 v. 1, p. 83 - 92. 2015.
- MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA, INOVAÇÕES E COMUNICAÇÕES (MCTIC). Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil. 4º Edição. 91 p. 2017.
- MITCHELL, J. F. B. The “greenhouse” effect and climate change. **Reviews of Geophysics**, v. 27, n. 1, p. 115 - 139, 1989.
- MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; BLOCK, M. F. Determinação espectrofotométrica de nitrato em extratos de solo sem redução química. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 20, p. 129 - 133, 1985.
- MOSIER, A.; KROEZE, C.; NEVISON, C.; OENEMA, O.; SEITZINGER, S.; VAN CLEEMPUT, O. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. **Nutrient cycling in Agroecosystems**, n. 52, v. 2, p. 225 - 248. 1998.
- MULVANEY, M. J.; CUMMINS, K. A.; WOOD, C.; WOOD, B. H.; TYLER, P. J. Ammonia emissions from field-simulated cattle defecation and urination. **Journal of environmental quality**, n. 37, v. 6, p. 2022 - 2027. 2008.
- MYERS, W.D.; LUDDEN, P.A.; NAYIGHUGU, V.; HESS, B.W. Technical Note: a procedure for the preparation and quantitative analysis of samples for titanium dioxide. **Journal of Animal Science**, v.82, n.1, p.179 - 183, 2004.

- MYHRE, G. D.; SHINDELL, F.-M.; BRÉON, W.; COLLINS, J.; FUGLESTVEDT, J.; HUANG, D.; KOCH, J.-F.; LAMARQUE, D.; LEE, B.; MENDOZA, T.; NAKAJIMA, A.; ROBOCK, G.; STEPHENS, T.; TAKEMURA; H. ZHANG. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the **Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change** [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. 2013.
- OENEMA, O.; VELTHOF, G. L.; YAMULKI, S.; JARVIS, S. C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil use and Management**, v. 13, p. 288 - 295, 1997.
- OKITO, A.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Isotopic fractionation during N₂ fixation by four tropical legumes. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 36, n. 7, p. 1179 - 1190, 2004.
- OLIVEIRA, C., SCOTTI, M. R. M. M. L., PURCINO, H., VASCONCELLOS, C., MARRIEL, I., SÁ, N. Decomposition of *Arachis pintoi* litter intercropped with forage grass in “Cerrado” soil in the dry and wet seasons. **Biology and Fertility of soils**, v. 36, n. 6, p. 405 - 410. 2002.
- ONU. United Nations World Population Prospects: **The 2010 Revision**. 2011.
- PAN, B.; LAM, S. K.; MOSIER, A.; LUO, Y.; CHEN, D. Ammonia volatilization from synthetic fertilizers and its mitigation strategies: a global synthesis. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 232, p. 283 - 289. 2016.
- PARIS, W.; CECATO, U.; DOS SANTOS, G. T.; BARBEIRO, L.; AVANZZO, L.; LIMÃO, V. Produção e qualidade de massa de forragem nos estratos da cultivar coastcross-1 consorciada com *Arachis pintoi* com e sem adubação nitrogenada. **Acta Scientiarum. Animal Sciences**, v. 30 n. 2, p. 135 - 143. 2008.
- PARIS, W.; CECATO, U.; BRANCO, A. F.; BARBERO, L. M.; GALBEIRO, S. Produção de novilhas de corte em pastagem de Coastcross-1 consorciada com *Arachis pintoi* com e sem adubação nitrogenada. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.38. n. 1, p.122 - 129. 2009.
- PEREIRA, J. M.; REZENDE, C. P.; BORGES, A. M. F.; HOMEM, B. G. C.; CASAGRANDE, D. R.; MACEDO, T. M.; ALVES, B. J. R.; SANT'ANNA, S. A. C.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Production of Beef Cattle grazing on *Brachiaria brizantha* (Marandu grass) – *Arachis pintoi* (forage peanut cv. Belomonte) mixture exceeded that on grass monocultures fertilized with 120 kg N/ha. **Grass forage Science**. V. 75 p. 28 – 36. 2020.
- PETERSEN, S. O.; SOMMER, S. G.; AAES, O.; SØEGAARD, K. Ammonia losses from urine and dung of grazing cattle: effect of N intake. **Atmospheric Environment**, n. 32 v. 3, p. 295-300. 1998.
- PHELAN, P.; MOLONEY, A. P.; MC GEOUGH, E. J.; HUMPHREYS, J.; BERTILSSON, J.; O'RIORDAN, E. G.; O'KIELY, P. Forage legumes for grazing and conserving in ruminant production systems. **Critical Reviews in Plant Sciences**, v. 34, p. 1 – 46. 2015
- POTH, M.; FOCHT, D. D. ¹⁵N kinetic analysis of N₂O production by *Nitrosomonas europaea*: an examination of nitrifier denitrification. **Applied. Environment. Microbiology.**, v. 49, n. 5, p. 1134-1141, 1985.
- RAMALHO, I. O., REZENDE, C. D. P., PEREIRA, J. M., MACEDO, R. D. O., SANTOS, C. A. D., MONTEIRO, R. C., BODDEY, R. M. Deposition and decomposition of litter in

- periods of grazing and rest of a tropical pasture under rotational grazing. **Ciência Rural**, n. 49 p. 12. 2019.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2019
- REED, K. F.; MORAES, L. E.; CASPER, D. P.; KEBREAB, E. Predicting nitrogen excretion from cattle. **Journal of Dairy Science**, v. 98, p. 3025 - 3035, 2015.
- REZENDE, C.P., R.B. CANTARUTTI, J.M. BRAGA, J.A. GOMIDE, E. FERREIRA, R. TARRÉ, R. MACEDO, B.J.R. ALVES, S. URQUIAGA, G. CADISCH, K.E. GILLER, AND R.M. BODDEY. Litter deposition and disappearance in Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** n. 54: p. 99 – 112. 1999.
- RIBEIRO FILHO, H. M. N.; DELAGARDE, R.; PEYRAUD, J. L. Inclusion of white clover in strip-grazed perennial ryegrass swards: herbage intake and milk yield of dairy cows at different ages of sward regrowth. **Animal Science**. v 77 n. 3. p. 499 – 510. 2003.
- RIBEIRO FILHO, H. M. N., DELAGARDE, R., PEYRAUD, J. L. Herbage intake and milk yield of dairy cows grazing perennial ryegrass swards or white clover/perennial ryegrass swards at low- and medium-herbage allowances. **Animal Feed Science Technology**. v. 119. p. 13 – 27. 2005.
- ROBERTSON, G. PHILIP; GRACE, PETER R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. In: **Tropical Agriculture in Transition - Opportunities for Mitigating Greenhouse Gas Emissions?** Springer, Dordrecht. p. 51 - 63. 2004.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GASSER, M. O.; MACDONALD, J. D.; PELSTER, D. E.; BERTRAND, N. NH₃ volatilization, soil concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. **Canadian Journal of Soil Science** , n. 93, v. 2, p. 261 - 268. 2013.
- RUSER, R.; FLESSA, H.; RUSSOW, R.; SCHMIDT, G.; BUEGGER, F.; MUNCH, J. C. Emission of N₂O, N₂ and CO₂ from soil fertilized with nitrate: effect of compaction, soil moisture and rewetting. **Soil Biology & Biochemistry**, 38, 263–274, 2006.
- Sampaio, I. B. M. Estatística aplicada à experimentação animal. 2. ed. Belo Horizonte: FEPMVZ, 265 p., 2002.
- SANTOS, C. A. dos; REZENDE, C. de P.; PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**. V. 337. P. 394 – 401. 2019.
- SARVVL, B. A. I.; CAO, Z. J.; XIN, J. I. N.; WANG, Y. J.; YANG, H. J.; LI, S. L. The effects of step-wise improvement of forage combination in total mixed rations on fatty acid profile in the rumen and milk of Holstein cows. **Journal of Integrative Agriculture**, v. 17, n. 8, p. 1833 - 1842. 2018.
- SCHLESINGER, W.H. An Estimate of the Global Sink for Nitrous Oxide in Soils. **Global Change Biology**, v. 19, p. 2929 - 2931, 2013.
- SCHIRMANN, J.; DE BASTOS, D. F.; WEILER, D. A.; VELOSO, M. G.; DIECKOW, J.; DE FACCIO CARVALHO, P. C.; BAYER, C. Nitrous oxide emission factor from cattle urine and dung in native grassland of the Pampa biome, South Brazil. **Soil Research**. 2019.

- SENGER, C. C.; KOZLOSKI, G. V.; SANCHEZ, L. M. B.; MESQUITA, F. R.; ALVES, T. P.; CASTAGNINO, D. S. Evaluation of autoclave procedures for fibre analysis in forage and concentrate feedstuffs. **Animal Feed Science and Technology**, v. 146, n. 1-2, p. 169-174, 2008.
- SILVA, H. M., BATISTA DUBEUX, J. C., FERREIRA DOS SANTOS, M. V., DE ANDRADE LIRA, M., MUIR, J. P. Signal grass litter decomposition rate increases with inclusion of calopo. **Crop Science**. v. 52 n. 3. p. 1416 - 1423. 2012.
- SIMON, P. L.; DIECKOW, J.; DE KLEIN, C. A.; ZANATTA, J. A.; VAN DER WEERDEN, T. J.; RAMALHO, B.; BAYER, C. Nitrous oxide emission factors from cattle urine and dung, and dicyandiamide (DCD) as a mitigation strategy in subtropical pastures. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, n. 267, p. 74 - 82. 2018.
- SINGH, J.; KUNHIKRISHNAN, A.; BOLAN, N. S.; SAGGAR, S. Impact of urease inhibitor on ammonia and nitrous oxide emissions from temperate pasture soil cores receiving urea fertilizer and cattle urine. **Science of the total Environment**, n.465, p.56 - 63. 2013.
- SISTEMA BRASILEIRO DE CLASSIFICAÇÃO DE SOLOS (SiBCS), EMBRAPA, 5^a edição, Brasília, 2018.
- SMITH, K. A.; DOBBIE, K. E.; THORMAN, R.; WATSON, C. J.; CHADWICK, D. R.; YAMULKI, S.; BALL, B. C. The effect of N fertilizer forms on nitrous oxide emissions from UK arable land and grassland. **Nutrient cycling in Agroecosystems**, n. 93 v.2, 127-149. 2012.
- SOMMER, S. G. & HUTCHINGS, N. J. Ammonia emission from field applied manure and its reduction. **European journal of agronomy**, n. 15 v.1, p.1 - 15. 2001
- SOMMER, S. G., SCHJOERRING, J. K., DENMEAD, O. T. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. **Advances in agronomy**, n. 82, v. 4. 2004.
- SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, M. A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture Ecosystems Environment**, v. 190, p. 94 - 103, 2013.
- TAN, I. Y. S.; VAN, E. S. H. M.; DUXBURY, J. M.; MELKONIAN J.J.; SCHINDELBECK, R.R.; GEOHRING, L. D.; HIVELY, W. D.; MOEBIUS B. N. Single-event Nitrous Oxide Losses under Maize Production as Affected by Soil Type, Tillage, Rotation, and Fertilization. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 102, n. 1, p. 19-26, 2009.
- TAMELE, O. H.; LOUPES DE SÁ, O. A. A.; BERNARDES, T. F.; LARA, M. A. S.; CASAGRANDE, D. R. Optimal defoliation management of *Brachiaria* grass-forage peanut for balanced pasture establishment. **Grass and Forage Science**, v.73 n.2, p. 522 - 531. 2017.
- TARRÉ, R. M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. **Plant and Soil**. v. 234. n. 1. p. 15 - 26. 2001.
- TEKERLI, M.; AKINCI, Z.; DOGAN, I.; AKCAN, A. Factors affecting the shape of lactation curves of Holstein cows from the Balikesir province of Tukey. **Journal of Dairy Science**, v. 83, n.6, p.1381- 1386, 2000.
- THOMAS, R. J.; ASAOKAWA, N. M. Decomposition of leaf litter from tropical forage grasses and legumes. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 25, n. 10, p. 1351-1361, 1993.

- TITGEMEYER, E. C.; ARMENDARIZ, C. K.; BINDEL, D. J. Evaluation of titanium dioxide as a digestibility marker for cattle. *Journal of Animal Science*, v.79, p.1059 - 1063, 2001.
- TUBIELLO, F. N.; SALVATORE, M.; ROSSI, S.; FERRARA, A.; FITTON, N.; SMITH, P. The FAOSTAT database of greenhouse gas emissions from agriculture. *Environmental Research Letters*, v. 8 n. 1, p. 15009. 2013.
- VALLIS, I.; HARPER, L. A.; CATCHPOOLE, V. R.; WEIER, K. L. Volatilization of ammonia from urine patches in a subtropical pasture. *Australian Journal of Agricultural Research*, n. 33 v.1, p. 97 - 107. 1982.
- VAN DER WEERDEN, T. J.; LUO, J.; KLEIN, C. A. M.; HOOGENDOORN, C. J.; LITTLEJOHN, R. P.; RYS, G. J. Disaggregating nitrous oxide emission factors for ruminant urine and dung deposited onto pastoral soils. *Agriculture Ecosystems & Environment*. 141, 426 – 436. 2011.
- WANG, C.; YUNG, Y.; LACIS, A. M. O. T.; HANSEN, J. Greenhouse effects due to man-made perturbations of trace gases. *Science*, v. 194, n. 4266, p. 685 - 690, 1976.
- WILD, M.; FOLINI, D.; SCHÄR, C.; LOEB, N.; DUTTON, E.; KONIG-LANGLO. The global energy balance from a surface perspective. *Climate dynamics*, v. 40, n. 11 - 12, p. 3107 - 3134, 2013.
- WOOD, P. D. P. Algebraic model of the lactation curve in cattle. *Nature*. v. 216, p. 164-165, 1967.
- WORLD METEOROLOGICAL ORGANIZATION (WMO). Greenhouse gas bulletin N° 14. The State of Greenhouse Gases in the Atmosphere Based on Global Observations through 2017. 4 p. 2018.
- WU, D.; DONG, W.; OENEMA, O.; WANG, Y.; TREBS, I.; HU, C. N₂O consumption by low-nitrogen soil and its regulation by water and oxygen. *Soil Biology and Biochemistry*, v.60, p.165-172. 2013.
- XAVIER, D. F., DA SILVA LÉDO, F. J., PACIULLO, D. S. C., URQUIAGA, S., ALVES, B. J., BODDEY, R. M. Nitrogen cycling in a *Brachiaria*-based silvopastoral system in the Atlantic forest region of Minas Gerais, Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, v. 99, n. 13, p. 45 – 62. 2013.
- YAMULKI, S.; JARVIS, S. C.; OWEN, P. Nitrous oxide emissions from excreta applied in a simulated grazing pattern. *Soil Biology Biochemistry*. v. 30 p. 491 – 500. 1998.
- ZAMAN, M.; NGUYEN, M. L.; MATHESON, F.; BLENNERHASSETT, J. D.; QUIN, B. F. Can soil amendments (zeolite or lime) shift the balance between nitrous oxide and dinitrogen emissions from pasture and wetland soils receiving urine or urea-N? *Soil Research*, v. 45 n. 7, p. 543 - 553. 2007.
- ZAMAN, M.; ZAMAN, S.; NGUYEN, M. L.; SMITH, T. J.; NAWAZ, S. The effect of urease and nitrification inhibitors on ammonia and nitrous oxide emissions from simulated urine patches in pastoral system: A two-year study. *Science of the total Environment*, v. 465, p. 97 - 106. 2013.
- ZHANG, J.; MUELLER, C.; CAI, Z. Heterotrophic nitrification of organic N and its contribution to nitrous oxide emissions in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 84, p. 199 - 209, 2015.