

UNIVERSIDADE DO ESTADO DE SANTA CATARINA — UDESC
CENTRO DE CIÊNCIAS AGROVETERINÁRIAS — CAV
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA ANIMAL — PPGCA

RENATA DA ROSA DORNELLES

FONTES DE NITROGÊNIO MINERAL E CONSORCIAÇÃO COM LEGUMINOSAS
EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE PASTO E DE MILHO

LAGES
2025

RENATA DA ROSA DORNELLES

**FONTES DE NITROGÊNIO MINERAL E CONSORCIAÇÃO COM LEGUMINOSAS
EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE PASTO E DE MILHO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito Parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciência Animal. Área de Concentração em Produção Animal.

Orientador: Prof. Dr. Henrique Mendonça Nunes Ribeiro Filho

**LAGES
2025**

**Ficha catalográfica elaborada pelo programa de geração automática da
Biblioteca Universitária Udesc,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

Dornelles, Renata da Rosa
FONTES DE NITROGÊNIO MINERAL E
CONSORCIAÇÃO COM LEGUMINOSAS EM SISTEMAS DE
PRODUÇÃO DE PASTO E DE MILHO / Renata da Rosa
Dornelles. -- 2025.
83 p.

Orientador: Henrique Mendonça Nunes Ribeiro Filho
Tese (doutorado) -- Universidade do Estado de Santa
Catarina, Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Ciência Animal, Lages, 2025.

1. Leguminosas,. 2. adubação nitrogenada. 3. óxido
nitroso. 4. pastagem. I. Mendonça Nunes Ribeiro Filho,
Henrique . II. Universidade do Estado de Santa Catarina,
Centro de Ciências Agroveterinárias, Programa de
Pós-Graduação em Ciência Animal. III. Título.

RENATA DA ROSA DORNELLES

**FONTES DE NITROGÊNIO MINERAL E CONSORCIAÇÃO COM LEGUMINOSAS
EM SISTEMAS DE PRODUÇÃO DE PASTO E DE MILHO**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência Animal da Universidade do Estado de Santa Catarina, como requisito Parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciência Animal. Área de Concentração em Produção Animal.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Henrique Mendonça Nunes Ribeiro Filho
Universidade do Estado de Santa Catarina — UDESC

Membros:

Dr. André Fischer Sbrissia
Universidade do Estado de Santa Catarina — UDESC

Dr. Álvaro Luiz Mafra
Universidade do Estado de Santa Catarina — UDESC

Dr. Tiago Celso Baldissera
Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina — EPAGRI

Dr. Douglas Adams Weiler
Universidade Federal de Santa Catarina — UFSC

Dedico este trabalho ao meu pai, Paulo
Renato Bolok Dornelles.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida, saúde e proteção.

Aos meus pais, Paulo Renato e Anaurelina, pelo carinho, amor e por serem o meu porto seguro em todos os momentos difíceis.

À minha irmã Sabrina, minha sobrinha Milena e meu cunhado Mitchel, por serem muito mais que família, por serem meu refúgio e conforto.

Ao professor Henrique Ribeiro, pela orientação, troca de conhecimento e amizade.

A todos os professores do programa de pós-graduação em Ciência Animal da UDESC.

À minha namorada Janaina Medeiros, pelo amor e apoio incondicional em todos os momentos.

Aos amigos do Laboratório de Ruminantes em Pasto, principalmente, Larissa Henrique, Maria Isabel, Giovana Heyze, Vincenzo Simioni, Júlia Reis e Larissa Godeski que auxiliaram em quase todas as avaliações a campo e por me oferecerem apoio nos momentos mais difíceis.

Aos amigos do coração: Ricardo Biasiolo, Roberto Capes, Fabio Winter, Rafaela Horstmann, Danielli e Mariana Souza, pela ajuda e carinho que me deram sempre que precisei.

Aos órgãos PAP/FAPESC e PROAP/CAPES pelos recursos financeiros destinados ao desenvolvimento dos experimentos.

À Yara pelos recursos e apoio na elaboração das atividades do experimento sobre fontes de N.

Ao professor Cimélio Bayer e seu grupo de pesquisa pela coordenação do projeto Fontes de N e pela realização de parte das análises cromatográficas.

À Secretaria de Educação do Estado de Santa Catarina pela concessão da bolsa de estudos. Por fim, a todos que contribuíram, de maneira direta ou indireta, para a realização desse trabalho.

Muito obrigada!

RESUMO

A presença de leguminosas em pastagens, aliada ao manejo adequado da adubação nitrogenada, pode contribuir para mitigar as emissões de óxido nitroso (N_2O) e favorecer a produtividade animal. Os objetivos foram avaliar a inclusão de leguminosas forrageiras em pastagens hibernais e o impacto de fontes de nitrogênio (N) nas emissões de N_2O e na produtividade das pastagens e da cultura do milho (*Zea mays*) em sucessão. Foram conduzidos dois experimentos. No primeiro, foram avaliados pastos de gramíneas associadas a leguminosas sem adubação nitrogenada em comparação a áreas compostas exclusivamente por gramíneas e adubadas com $155 \text{ kg de N ha}^{-1}$ no inverno. No segundo experimento, avaliou-se três fontes de fertilizantes nitrogenados (ureia comum, ureia + NBPT e nitrato de amônio), aplicados tanto no pasto de inverno como na cultura de verão. Informar local, clima, solo, quais leguminosas, quais espécies no inverno. A inclusão de leguminosas manteve a produtividade do pasto hibernar e do milho para silagem, com redução significativa das emissões de N_2O . As fontes de N não impactaram a produtividade do pasto e do grão de milho, mas o nitrato de amônio apresentou as maiores emissões de N_2O , principalmente em condições de elevada precipitação pluviométrica. Em conclusão, a presença de leguminosas em pastagens de inverno se mostrou promissora para mitigar o impacto ambiental associado à adubação nitrogenada e para manter a produtividade primária dos sistemas de produção. Embora as fontes de N não tenham afetado a produtividade das culturas avaliadas, o uso de ureia reduz o impacto ambiental pelas menores emissões de N_2O em comparação ao nitrato de amônio.

Palavras-chave: Leguminosas, adubação nitrogenada, óxido nitroso, pastagem, produção de matéria seca, *Zea mays*.

ABSTRACT

The introduction of legumes into forage ecosystems, combined with appropriate nitrogen (N) fertilization management, can contribute to mitigating nitrous oxide (N₂O) emissions and promote animal productivity. The objectives were to quantify the productive and environmental benefits of including forage legumes in winter pastures, with an emphasis on reducing N₂O emissions and maintaining the productivity of animal production systems. Additionally, the impact of nitrogen sources on N₂O emissions and primary productivity was assessed in both winter pastures and summer maize (*Zea mays*) crop. Two experiments were conducted. In the first experiment, pasture production, nutritional quality, and N₂O emissions were evaluated in grass-legume pastures without nitrogen fertilization, compared to grass-only pastures fertilized with 155 kg N ha⁻¹ during winter. In the second experiment, pasture productivity in winter and maize productivity in summer, along with N₂O emissions, were assessed in annual ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) and maize systems fertilized with three nitrogen sources (common urea, urea + NBPT, and ammonium nitrate), applied in both the winter pasture and the summer crop. The inclusion of legumes maintained winter pasture and maize silage productivity while significantly reduced N₂O emissions. Conversely, nitrogen sources did not affect pasture or maize grain productivity, but ammonium nitrate resulted in the highest N₂O emissions, particularly under high rainfall conditions. In conclusion, incorporating legumes into winter pastures is a promising strategy to mitigate the environmental impact of nitrogen fertilization while sustaining the primary productivity of production systems. Although different N sources did not influence crop productivity, urea appears to be the most viable alternative for reducing the environmental impact associated with N₂O emissions compared to ammonium nitrate.

Keywords: Legumes, nitrogen fertilization, nitrous oxide, pasture, DM yield, *Zea mays*

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características forrageiras do pasto de mistura binária adubada com fertilizantes nitrogenado e pasto diverso sem fertilizante nitrogenado em 2021, incluindo biomassa pré e pós desfolhação, taxa de acúmulo de matéria seca (MS), altura do pasto, severidade de desfolha, composição química e botânica, em Lages – SC.....	43
Tabela 2 - Características forrageiras do pasto de mistura binária adubada com fertilizantes nitrogenado e pasto diverso sem fertilizante nitrogenado em 2022, incluindo biomassa pré e pós desfolhação, taxa de acúmulo de matéria seca (MS), altura do pasto, severidade de desfolha, composição química e botânica, em Lages – SC.....	44
Tabela 3 – Produção de matéria seca (MS) e composição química da silagem de milho (<i>Zea mays</i>) cultivado em sucessão a pastagens mistas com adubação nitrogenada e pasto misto com leguminosas em 2021.....	46
Tabela 4 - Produção de matéria seca (MS) e composição química da silagem de milho (<i>Zea mays</i>) cultivado em sucessão a pastagens mistas com adubação nitrogenada e pasto misto com leguminosas em 2022.....	46
Tabela 5 – Características de forragem e composição química de mistura binária adubada com fontes de N em 2022.....	68
Tabela 6 – Características de forragem de mistura binária adubada com fontes de N mensuradas em estações de 2022.....	68
Tabela 7 – Proteína bruta de forragem de mistura binária adubada com fontes de N mensurada em estações de 2022.....	69

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Distribuição das emissões antropogênicas de GEE no Brasil em 2020, de acordo com a classificação do IPCC. Energia inclui eletricidade, aquecimento e transporte. Uso da terra e agropecuária incluem desmatamento e emissões de produtos agrícolas. Fonte: SIRENE (2022)	18.
Figura 2 – Condições meteorológicas médias mensais durante o período de estudo (abr. 2021 – mar. 2023) em relação aos valores médios de longo prazo de precipitação e temperatura em Lages, Santa Catarina, Brasil.....	40
Figura 3 – Produção total de matéria seca de pasto de mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e pasto diverso sem adubação nitrogenada em 2021 (A) e 2022 (B) na cidade de Lages – SC.....	42
Figura 4 – Produção total de matéria seca de pasto de mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e pasto diverso sem adubação nitrogenada em 2022 (A) e 2023 (B) na cidade de Lages – SC.....	42
Figura 5 – Fluxo de emissão de N ₂ O de mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e pasto diverso sem fertilizante nitrogenado em 2022.....	47
Figura 6 – Fluxo de emissão de N ₂ O de mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e pasto diverso sem fertilizante nitrogenado em 2023.....	47
Figura 7 – Emissões acumuladas de N ₂ O de uma pastagem com mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e uma pastagem diversa sem fertilizante nitrogenado em 2022 (A) e 2023 (B).....	48
Figura 8 – Intensidade de emissão de N ₂ O de uma pastagem com mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e uma pastagem diversa sem fertilizante nitrogenado em 2022 (A) e 2023 (B).....	48
Figura 9 – Médias mensais das condições climáticas durante os anos de estudo (abr. 2022 – abr. 2024) em relação aos valores médios de longo prazo de precipitação e temperatura em Lages, Santa Catarina, Brasil.....	66
Figura 10 – Produção de matéria seca total pastagem com mistura binária adubada com fontes de N 2022 (A) e 2023 (B).....	67
Figura 11 – Rendimento de grãos de milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com fontes de N e controle sem N nas safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B).....	69

Figura 12 – Eficiência de recuperação do N aplicado em milho adubado com fontes de N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B).....	70
Figura 13 – Fluxo de emissão de N ₂ O em pastos com mistura binária adubada com fontes de N e pasto diverso sem N, inverno/primavera 2022.....	71
Figura 14 – Fluxo de emissão de N ₂ O em pastos com mistura binária adubada com fontes de N e pasto diverso sem N, inverno/primavera 2023.....	71
Figura 15 – Emissão acumulada de N ₂ O em pastos com mistura binária adubada com diferentes fontes de N 2022 (A) e 2023 (B).....	72
Figura 16 – Fator de emissão de N ₂ O em pastos com mistura binária adubada com diferentes fontes de N e pasto diverso sem N 2022 (A) e 2023 (B).....	72
Figura 17 – Intensidade de emissão de N ₂ O em pastos com mistura binária adubada com diferentes fontes de N 2022 (A) e 2023 (B).....	72
Figura 18 – Fluxo de emissão de N ₂ O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safra 2022/2023.....	73
Figura 19 – Fluxo de emissão de N ₂ O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safra 2023/2024.....	73
Figura 20 – Emissão acumulada de N ₂ O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B).....	74
Figura 21 – Fator de emissão de N ₂ O de milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B).....	74
Figura 22 – Intensidade de emissão de N ₂ O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B).....	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CO ₂	Dióxido de carbono
CH ₄	Metano
FE	Fator de emissão
GEE	Gases de efeito estufa
GEELV	Gases de efeito estufa de longa vida
H ₂	Hidrogênio
NH ₃	Amônia
NH ₄ ⁺	Amônio
NO ₃ ⁻	Nitrato
N ₂ O	Óxido nitroso
ppm	Partes por milhão
ppb	Partes por bilhão

SUMÁRIO

1. CAPÍTULO I	14
1.1 INTRODUÇÃO	15
1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
1.2.1 Gases de efeito estufa e suas principais fontes de emissão nos sistemas pecuários.....	17
1.2.3 Benefícios da introdução de leguminosas nos sistemas de produção agropecuária	20
1.2.4 O papel das leguminosas para mitigação das emissões de gases de efeito estufa	23
1.2.4.1 O papel das leguminosas na mitigação das emissões de CH ₄ entérico.....	23
1.2.4.2 O papel das leguminosas na mitigação das emissões N ₂ O do solo	24
1.3 HIPÓTESES.....	27
1.4 OBJETIVOS	27
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
CAPÍTULO II	32
PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM PASTOS DE AZEVÉM ANUAL E MILHO PARA SILAGEM ADUBADOS COM NITROGÊNIO MINERAL OU CONSORCIADOS COM LEGUMINOSAS.....	32
2. INTRODUÇÃO	34
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	35
3.1 Área experimental.....	35
3.3 Medidas sobre as pastagens.....	36
3.4 Medidas sobre a cultura de verão (milho para silagem).....	37
3.5 Emissões de N ₂ O	37
3.6 Análises químicas.....	38
3.7 Análise estatística.....	39
4. RESULTADOS	40
4.2 Produção de milho.....	45
5. DISCUSSÃO	49

5.1.1 Efeito da introdução de leguminosas e retirada da adubação nitrogenada sobre a produção e a qualidade da forragem	49
5.1.2 Efeito legado de pastos anuais de inverno sobre a cultura de verão	52
5.1.3 Efeito da introdução de leguminosas e retirada da adubação nitrogenada sobre as emissões de óxido nitroso	53
6. CONCLUSÃO.....	55
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
CAPÍTULO III	59
PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA, RENDIMENTO DE GRÃOS E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM PASTOS DE AZEVÉM ANUAL E MILHO ADUBADOS COM FONTES DE N	59
1 INTRODUÇÃO	60
7 MATERIAL E MÉTODOS.....	61
7.1 Área experimental.....	61
7.2 Tratamentos.....	62
7.3 Avaliações nas pastagens	62
7.5 Emissões de N ₂ O	63
7.6 Análises químicas	64
7.7 Análise estatística	65
8 RESULTADOS	66
8.1 Produção de forragem	66
8.2 Produção de milho	69
8.3 Emissões de N ₂ O na pastagem.....	70
8.4 Emissões de N ₂ O no milho	70
9 DISCUSSÃO	75
9.1.1 Efeito de fontes de N sobre a produção e a composição química da forragem	75
9.1.2 Efeito de fontes de N sobre as emissões de N ₂ O no inverno.....	76
9.1.3 Efeito de fontes de N sobre o rendimento de grãos e as emissões de óxido nitroso na cultura do milho	77
10. CONCLUSÃO.....	79

1. CAPÍTULO I

1.1 INTRODUÇÃO

A crescente utilização de fertilizantes, especialmente com nitrogênio (N) mineral, tem impulsionado significativamente a produtividade dos sistemas agrícolas nas últimas décadas. No entanto, o uso excessivo desses insumos tem gerado sérias consequências ambientais, com até 50% do N aplicado sendo perdido para o meio ambiente (Bracken *et al.*, 2020). Esse desperdício contribui para a eutrofização dos corpos d'água e para a emissão de gases de efeito estufa (GEE), sendo o óxido nitroso (N₂O) um dos mais preocupantes (CANFIELD *et al.*, 2010). O N₂O, é particularmente preocupante, devido ao seu alto potencial de aquecimento global, 265 vezes superior ao do dióxido de carbono (CO₂) (IPCC, 2014). Estima-se que as atividades agrícolas respondem por aproximadamente 60% das emissões antropogênicas de N₂O, sendo o uso de fertilizantes nitrogenados minerais o principal fator responsável por essa contribuição (COWAN *et al.*, 2020).

O aumento da população mundial, estimado em 9,7 bilhões de pessoas até 2050 (ONU, 2019), aliado ao crescimento da renda per capita em países desenvolvidos, tende a ampliar a demanda por alimentos de origem animal. Isso pode intensificar a utilização de fertilizantes nitrogenados, agravando ainda mais as emissões de GEE (FUKASE; MARTIN, 2020). Para enfrentar esse desafio, práticas de manejo mais sustentáveis devem ser adotadas, com destaque para o uso de leguminosas como alternativa à aplicação de fertilizantes sintéticos.

As leguminosas representam solução promissora, pois fixam nitrogênio de forma simbiótica, o que reduz a necessidade de adubação nitrogenada mineral e, consequentemente, diminui as emissões de GEE. A consorciação de leguminosas com gramíneas pode ainda aumentar a produtividade das pastagens, uma vez que essas plantas possuem características complementares que permitem melhor aproveitamento dos recursos disponíveis, além de promoverem interações benéficas entre as espécies (LÜSCHER *et al.*, 2014). A adoção de leguminosas, portanto, tem potencial de reduzir a dependência dos fertilizantes nitrogenados e contribuir para a mitigação das emissões de GEE associadas à produção agrícola sem comprometer a produtividade forrageira (LÜSCHER *et al.*, 2014).

No entanto, apesar dos benefícios reconhecidos, a adoção de leguminosas nos sistemas pecuários ainda é limitada, especialmente no Sul do Brasil, onde espécies como o azevém (*Lolium multiflorum* L.) e a aveia preta (*Avena strigosa* L.) predominam

nas pastagens. Essas gramíneas, embora amplamente utilizadas, dependem fortemente da aplicação de fertilizantes nitrogenados, o que eleva os custos de produção e agrava o impacto ambiental (CARVALHO *et al.*, 2010; GUZATTI *et al.*, 2015). Portanto, a inclusão de leguminosas de alto valor nutritivo e com elevada capacidade de fixação de nitrogênio, como a ervilhaca (*Vicia sativa* L.) e o trevo branco (*Trifolium repens* L.), pode ser uma estratégia eficaz para melhorar a eficiência dos sistemas pecuários.

Além da escolha de plantas forrageiras, a busca por alternativas mais eficientes na aplicação de fertilizantes nitrogenados é fundamental para reduzir as perdas de nitrogênio e mitigar as emissões de GEE. Estudos indicam que fontes de fertilizantes, como o nitrato de amônio e ureia, impactam de maneira distinta as emissões de N_2O e as perdas por volatilização de NH_3 . Enquanto os fertilizantes à base de nitrato são particularmente associados a emissões de N_2O , a ureia tende a gerar maiores perdas por volatilização de NH_3 (DOBBIE; SMITH, 2003). O uso de fertilizantes de eficiência aprimorada, como os inibidores de urease e de nitrificação, tem se mostrado promissores na redução dessas perdas, embora sua eficácia dependa das condições edafoclimáticas e do tipo de cultura (KROL *et al.*, 2020).

Além de estratégias como a introdução de leguminosas nos pastos de inverno, é essencial explorar alternativas sustentáveis para as lavouras de milho, uma das culturas mais empregadas na alimentação animal. O milho, por necessitar de altos aportes de fertilização nitrogenada para garantir boas produtividades e qualidade nutricional, representa um desafio em termos de impacto ambiental. Portanto, é urgente o desenvolvimento de práticas que possam reduzir as emissões de GEE associadas a essa cultura de extrema importância, sem comprometer sua capacidade de produção.

Este estudo visa (1) investigar a adoção de leguminosas nos sistemas de produção que associam pasto anual de inverno com milho para silagem no verão como estratégia para reduzir a dependência de fertilizantes nitrogenados e mitigar as emissões de GEE; (2) avaliar fontes de adubo nitrogenado e suas implicações ambientais, tanto nos ecossistemas forrageiros quanto nas lavouras de milho. Espera-se contribuir para o desenvolvimento de sistemas pecuários mais sustentáveis em Santa Catarina, propondo modelos produtivos que integrem práticas eficientes e ambientalmente equilibradas, com menores custos de produção.

1.2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

1.2.1 Gases de efeito estufa e suas principais fontes de emissão nos sistemas pecuários

O efeito estufa é um fenômeno natural que ocorre devido à presença de diversos gases na atmosfera. Este processo é essencial para evitar o resfriamento noturno e garantir a sobrevivência na Terra, pois, sem os gases de efeito estufa (GEE), a temperatura média seria em torno de $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ (Carvalho *et al.*, 2010). Contudo, nos últimos anos, as atividades antrópicas têm provocado um aumento nas concentrações desses gases, o que tem causado o fenômeno conhecido como aquecimento global. As principais consequências desse fenômeno são alterações climáticas, como irregularidade na distribuição de chuvas, aumento ou diminuição da temperatura da atmosfera, e elevação no nível do mar (Ongaratto; Romanzini, 2021).

O dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4) e o óxido nitroso (N_2O) são considerados os principais GEE (CARVALHO *et al.*, 2010). Os dados mais recentes mostram que as concentrações superficiais médias globais para CO_2 , CH_4 e N_2O atingiram novos patamares em 2022, com CO_2 a $418 \pm 0,2$ partes por milhão (ppm), CH_4 a 1923 ± 2 partes por bilhão (ppb) e N_2O a $336 \pm 0,1$ ppb, esses valores representam, respectivamente, aumentos de 150%, 264% e 124% em relação aos níveis pré-industriais (WMO, 2023).

No Brasil, em 2020, as emissões totais de GEE antropogênicos foram 34% maiores em comparação às emissões de 1990, resultado principalmente do aumento do desmatamento no bioma Amazônia (SIRENE, 2022). As estimativas incluem os setores de energia, processos industriais, uso de produtos, agropecuária, uso da terra, mudança do uso da terra e florestas, além da disposição e tratamento de resíduos sólidos em aterros sanitários e líquidos, provenientes do despejo de água residuais tratadas ou não (Boddey *et al.*, 2020). Os dois setores que mais contribuem com as emissões são o uso da terra e a agropecuária, cada um responsável por aproximadamente um terço das emissões totais do país (Figura 1). A maior contribuição do setor agropecuário se deve, principalmente, às emissões de CH_4 entérico (62,5%) provenientes do gado de corte e de leite, além das emissões de N_2O geradas pela aplicação de adubos nitrogenados, pela decomposição de restos da colheita e pelos dejetos bovinos (SIRENE, 2022).

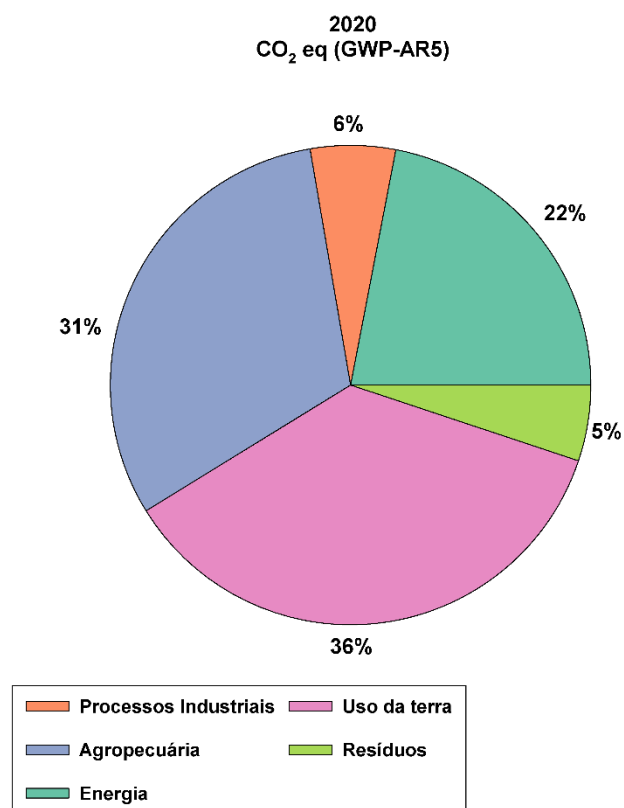


Figura 1 – Distribuição das emissões antropogênicas de GEE no Brasil em 2020 dentro dos diferentes setores de acordo com a classificação do IPCC. Energia inclui geração de eletricidade, aquecimento e combustível para veículos. Uso da terra e mudança no uso da terra inclui todas as mudanças no uso da terra, incluindo desmatamento. Agropecuária inclui todas as emissões associadas a fabricação de produtos químicos agrícolas ou combustível para maquinário. Fonte: SIRENE (2022)

O CH₄ possui um potencial de aquecimento global 25 vezes maior que o do CO₂ (IPCC, 2023). Nos ruminantes, ele é produzido no trato gastrointestinal por um grupo de microrganismos especializados, conhecidos como arqueias metanogênicas. Estas utilizam o hidrogênio (H₂) e o CO₂, liberados pela fermentação dos alimentos, os quais são usados como substratos para a produção de CH₄ (Boddey *et al.*, 2020; Morgavi *et al.*, 2010). Embora a síntese de CH₄ desempenhe um papel ecológico importante na fermentação ruminal, ela também apresenta implicações negativas para a sustentabilidade ambiental e afeta o desempenho animal, constituindo uma das principais rotas de perda de energia (Morgavi *et al.*, 2010).

Enquanto o metano (CH₄) representa significativa fonte de emissões devido à digestão dos ruminantes, o N₂O surge como importante GEE associado à fertilização nitrogenada. O N₂O é responsável por cerca de 6% do forçamento radiativo por GEE

de longa vida (GEELV), sendo o terceiro contribuinte individual mais importante para o aumento do aquecimento global (WMO, 2023). As emissões globais de N_2O , induzidas pelo homem, predominantemente resultantes da adição de nitrogênio (N) às terras de cultivo, aumentaram em 30% nas últimas quatro décadas, atingindo 7,3 teragramas de N por ano, sendo esse aumento o principal responsável pelo crescimento da carga atmosférica de N_2O (WMO, 2023). A formação de N_2O ocorre no solo através da nitrificação, que converte amônio (NH_4^+) para nitrato (NO_3^-), e da desnitrificação, que transforma NO_3^- em N_2O , processos mediados por microrganismos, especialmente na presença de substratos como NH_4^+ e NO_3^- (Fiorini *et al.*, 2020).

1.2.2 Efeito de fontes nitrogenadas sobre as emissões de óxido nitroso

Em sistemas pecuários a pasto, a fertilização nitrogenada é a principal fonte de emissão de N_2O , complementada pela adição de nitrogênio (N) proveniente da deposição de fezes e urina (Luo *et al.*, 2018). De acordo com o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), cerca de 1,6% do N aplicado na forma de fertilizantes minerais é emitido como N_2O (IPCC, 2023). Esse valor é adotado como um fator de emissão (FE) padrão, utilizado para calcular as taxas de emissão em um determinado país ou região com base na quantidade de fertilizantes nitrogenados utilizados (Dobbie; Smith, 2003). O FE adotado pelo IPCC é considerado independentemente do tipo de cultura e da forma química do N utilizada. No entanto, alguns estudos sugerem que os valores de FE são influenciados por fatores como condições climáticas, tipo de cultura e forma de nitrogênio utilizada (Shang *et al.*, 2020; Yang *et al.*, 2019). Dada a relevância das emissões de N_2O , é importante compreender como diferentes fontes de N influenciam esses fatores de emissão.

Fertilizantes à base de nitrato estão associados a elevadas produções de N_2O , com FE que podem atingir até 1,1% em pastagens perenes (Cowan *et al.*, 2020; Krol *et al.*, 2020). As maiores emissões deste tipo de fertilizante são explicadas pelo fato de o nitrato ser um substrato direto para o processo de desnitrificação (Baggs, 2011). De outra forma, a utilização de ureia como fonte de fertilizante nitrogenado pode reduzir os FE em até 50%, uma vez que as concentrações de nitrato no solo após a fertilização são menores (DOBBIE; SMITH, 2003). Em seus estudos, Cowan *et al.*

(2020) relataram que, em diferentes regiões do Reino Unido e Irlanda, os FE's para ureia em pastagens perenes de clima temperado variaram entre 0,5% e 0,7%.

Embora a ureia produza menos N_2O , ela é suscetível a perdas de N por volatilização de amônia (NH_3). Krol *et al.* (2020) relataram que até 47% do N aplicado pode ser perdido via NH_3 , enquanto Forrestal *et al.* (2016) relataram perdas superiores a 50% em pastagens de clima temperado. Contudo, estudos indicam que o uso de ureia com inibidores de urease, como o NBPT (tiofosfato de N-butiltriamida), pode melhorar a eficiência do uso desses fertilizantes, uma vez que a hidrólise da ureia é reduzida, diminuindo assim o pico de volatilização de NH_3 . Krol *et al.* (2020) relataram reduções nas emissões de NH_3 de até 67% quando inibidores de urease foram utilizados.

Essas informações não apenas destacam a importância das emissões de gases de efeito estufa nos sistemas pecuários, mas também sugerem que o manejo e escolha adequada de fertilizantes pode ser uma estratégia eficaz para mitigar seu impacto. Nesse sentido, as emissões de N_2O a partir de diferentes fontes de N em diferentes épocas do ano, tipos de solo e regiões edafoclimáticas merecem ser melhor investigadas. Além disso, alternativas como inclusão de leguminosas nos ecossistemas forrageiros, pode ser uma opção viável para garantir a produtividade dos sistemas pecuários e reduzir o impacto ambiental.

1.2.3 Benefícios da introdução de leguminosas nos sistemas de produção agropecuária

Os pastos mistos são considerados essenciais na busca por sistemas agropecuários mais sustentáveis. A combinação de espécies de diferentes grupos funcionais, como gramíneas e leguminosas, favorece o uso mais eficiente dos recursos disponíveis no ambiente, devido à complementariedade de nichos-espécie (Grange; Finn; Brophy, 2021; Lüscher *et al.*, 2014). Esses nichos podem ser espaciais, resultantes de variações no solo, ou temporais, causados por padrões climáticos sazonais (Pembleton *et al.*, 2015). Além disso, pode ocorrer que uma espécie não utilize totalmente um recurso específico (e.g. espaço, água ou nutrientes), permitindo que outra espécie explore os recursos subutilizados (Sanderson *et al.*, 2004). Os benefícios dessa complementariedade são particularmente significativos quando leguminosas são incluídas na mistura.

As espécies leguminosas têm a habilidade de fixar N atmosférico por meio de simbiose com bactérias do gênero *Rhizobium*, o que contribui para diversos benefícios agrônômicos e produtivos (Boddey *et al.*, 2020). Entre esses benefícios, destacam-se a produção aumentada de matéria seca (MS) em comparação às monoculturas, o incremento do valor nutritivo da dieta e do consumo pelos animais, além de melhorias na fertilidade do solo, que reduzem a necessidade de fertilizantes nitrogenados sintéticos (McCarthy *et al.*, 2023; Pembleton *et al.*, 2015; Roca-Fernández *et al.*, 2016). Essas características não apenas diminuem os custos de produção, mas também melhoram a sustentabilidade ambiental dos sistemas pecuários.

De fato, muitos experimentos com pastagens demonstraram que a produção de MS aumenta significativamente com a inclusão de leguminosas. Em um estudo realizado por Finn *et al.* (2013), em 31 locais da Europa, ao longo de três anos, observou-se que, em 70% dos locais, a produção de MS das misturas de gramíneas e leguminosas superou a das monoculturas de gramíneas. Cabe ressaltar que a quantidade de fertilizantes nitrogenados aplicada foi a mesma, tanto nas monoculturas quanto nas misturas. Isso reforça a ideia de que as diferenças nas produtividades derivaram das interações benéficas entre as espécies de diferentes grupos funcionais. Estudos adicionais de Finn *et al.* (2018) corroboram esses resultados, relacionando a riqueza de espécies e a inclusão de leguminosas a ganhos de até 31% no rendimento anual de MS em comparação às médias das monoculturas. Além disso, Elgersma e Sørensen (2016) e Grange, Finn e Brophy, (2021) também associaram maiores rendimentos de MS ao aumento da diversidade do pasto, evidenciando os benefícios das misturas de gramíneas e leguminosas.

O melhor desempenho das misturas pode ser atribuído à transferência do N fixado pelas leguminosas para as gramíneas, à combinação de espécies com dinâmica de crescimento temporal distintas e à associação de espécies que atingem diferentes profundidades de enraizamento. Essa combinação favorece o estabelecimento precoce, bem como a persistência e resiliência do pasto. Finn *et al.* (2018) evidenciaram que a complementariedade entre espécies leva a uma utilização mais eficiente dos recursos. Além disso, os autores relataram que a maior diversidade não apenas melhora a produção e aumenta a resistência das pastagens a eventos climáticos extremos, como secas prolongadas, mas também tem implicações diretas na qualidade da forragem disponível para os animais.

Além das vantagens agronômicas, a adição de leguminosas às pastagens desempenha papel crucial na melhoria da qualidade da dieta animal. Leguminosas como o trevo branco e o trevo vermelho, costumam apresentar níveis superiores de proteína bruta (PB) e minerais em comparação às gramíneas (Lüscher *et al.*, 2014). Ademais, a inclusão de leguminosas na dieta dos animais está frequentemente associada a um aumento no consumo de MS, o que impacta diretamente a produção animal. Para a produção de leite, foi demonstrado que incluir trevo branco em pastagens de azevém pode aumentar a produção de leite em até 2,0 kg/dia (Ribeiro Filho; Delagarde; Peyraud, 2003). Adicionalmente, foi constatado que a inclusão de trevo branco e trevo vermelho em pastagens de azevém pode aumentar a produção de leite, com ganhos de até 1,1 kg/dia (Roca-Fernández *et al.*, 2016).

Além dos benefícios observados na produção de leite, a inclusão de leguminosas tem demonstrado ganhos significativos na pecuária de corte (Homem *et al.*, 2024; Pereira *et al.*, 2020). Em um estudo de longo prazo, Jaramillo *et al.* (2021) observaram que o ganho médio diário (GMD) de novilhos pastando mistura de aveia e centeio com trevos foi de 0,91 kg ha⁻¹ dia, enquanto o GMD para mistura binária de aveia e centeio foi de 0,83 kg ha⁻¹ dia. Da mesma forma, o ganho por área (GPA) foi semelhante, com 288 kg ha⁻¹ para a mistura com trevos e 285 kg ha⁻¹ para a mistura binária. Os autores destacam o benefício da inclusão dos trevos na pastagem, especialmente pela transferência de N das leguminosas para as gramíneas. Isso é particularmente relevante, pois a mistura binária recebeu aporte anual de 224 kg N ha⁻¹, enquanto a mistura com leguminosas precisou de apenas 34 kg N ha⁻¹ para sustentar o desempenho animal.

Resultados positivos da associação de leguminosas e gramíneas no desempenho de bovinos foram observados também em regiões tropicais. Homem *et al.* (2024) avaliaram o desempenho de novilhos Nelore em uma mistura binária de capim marandu (*Urochloa brizantha*) e amendoim forrageiro (*Arachis pinto*) sem adição de N, em comparação a monocultura de capim marandu recebendo 150 kg N ha⁻¹ ano e a monocultura de capim marandu sem adição de N. Os autores não encontraram diferenças no GMD, no entanto, o GPA foi maior em 103 e 54% no pasto fertilizado em comparação aos pastos controle e misto, respectivamente. Entretanto, ao comparar o efeito do amendoim forrageiro no sistema, o pasto misto aumentou o GPA em 31,5% em relação à monocultura sem adição de N, evidenciando o impacto positivo das leguminosas. Segundo os autores, o menor desempenho do tratamento

com leguminosas comparado ao pasto fertilizado se deve ao fato de que a transferência de N da leguminosa para as gramíneas na mistura se intensifica após 3 anos de cultivo.

De modo geral, a inclusão de leguminosas não só promove melhorias significativas na qualidade da dieta e produção animal, mas também pode contribuir para a sustentabilidade ambiental ao reduzir a dependência de fertilizantes nitrogenados sintéticos. Outra vantagem importante do uso de leguminosas comparadas aos fertilizantes nitrogenado sintéticos é a eliminação das emissões de GEE associados à fabricação, transporte e aplicação desses fertilizantes (Homem *et al.*, 2024). Nesse contexto, as leguminosas podem ser uma ferramenta valiosa na mitigação dos impactos ambientais associados à agropecuária. Deste modo, torna-se fundamental explorar o papel das leguminosas na redução das emissões de N_2O , uma questão crescente nas discussões sobre a sustentabilidade dos sistemas de produção pecuária.

1.2.4 O papel das leguminosas para mitigação das emissões de gases de efeito estufa

1.2.4.1 O papel das leguminosas na mitigação das emissões de CH_4 entérico

A inclusão de leguminosas nas pastagens traz benefícios bem estabelecidos sobre a qualidade da dieta e desempenho animal. No entanto, o principal desafio enfrentado pelos sistemas pecuários atualmente não é apenas melhorar a produtividade, mas também a reduzir o impacto ambiental associado. Nesse contexto, as leguminosas podem desempenhar papel crucial na busca por maior sustentabilidade, contribuindo com uma agropecuária mais responsável.

Um dos mecanismos pelos quais as leguminosas podem reduzir o impacto ambiental da pecuária é o seu potencial para mitigar as emissões de CH_4 entérico, um dos principais GEE associados à produção animal. Segundo Lusher *et al.* (2014), ruminantes alimentados com leguminosas forrageiras geralmente emitem menores quantidades de CH_4 em comparação àqueles alimentados com gramíneas. Os autores explicam que isto ocorre devido a uma mudança no padrão de fermentação ruminal, que resulta em maior produção de propionato. Este, por sua vez, atua como um aceptor de elétrons, diminuindo a disponibilidade de H_2 para a metanogênese e,

consequentemente, reduzindo a produção de CH_4 (Kelln *et al.*, 2023). Além das mudanças no padrão de fermentação, algumas leguminosas apresentam compostos secundários, como os taninos condensados e hidrolisáveis, que também desempenham papel importante na mitigação das emissões de metano.

Os taninos são substâncias químicas produzidas durante o metabolismo intermediário de determinadas leguminosas (Cardoso *et al.*, 2021). Esses compostos têm a capacidade de inibir certos microrganismos ruminais, devido às suas propriedades bactericidas e/ou bacteriostáticas, que restringem o crescimento e atividade dos microrganismos metanogênicos no rúmen (Boddey *et al.*, 2020). Vários estudos demonstraram a eficácia dos taninos na redução das emissões de CH_4 quando incluídos na dieta de ruminantes. Nesse sentido, Alves *et al.* (2017) observaram redução média de 32% na síntese de CH_4 em vacas leiteiras que receberam suplementação com 120 g de extrato de taninos por dia. Da mesma forma, Cardoso *et al.* (2021), em uma meta-análise, avaliaram o efeito dos taninos sobre as emissões de CH_4 , constatando que a eficácia para reduzir essas emissões variou de 11 a 50%, dependendo das espécies de plantas utilizadas e do tipo de estudo analisado (*in vivo* ou *in vitro*).

A inclusão de leguminosas nos ecossistemas forrageiros tem demonstrado eficácia na mitigação das emissões de CH_4 . No entanto, seu impacto sobre outros gases de efeito estufa, como o N_2O ainda necessita de maiores investigações. Embora alguns estudos sugiram que a adoção de leguminosas pode influenciar positivamente as emissões de N_2O no solo, os resultados ainda são inconclusivos, devido às diversas maneiras pelas quais a inclusão de leguminosas pode afetar a dinâmica do N no solo. Portanto, é fundamental a explorar essa relação para entender melhor o papel das leguminosas na redução de N_2O no solo.

1.2.4.2 O papel das leguminosas na mitigação das emissões N_2O do solo

As emissões de N_2O no solo podem ocorrer devido à adição de fertilizantes, à deposição e incorporação de resíduos vegetais, à deposição de excretas animais diretamente no solo (dejetos não tratados) e à mineralização do N resultante da matéria orgânica (MO) do solo (SIRENE, 2022). A associação de gramíneas e leguminosas não apenas reduz as emissões associadas à adição de fertilizantes nitrogenados, mas também diminui as emissões de CO_2 relacionadas à energia fóssil

necessária para a síntese, processamento, transporte e aplicação desses fertilizantes (Boddey *et al.*, 2020). Essa abordagem pode gerar uma economia de cerca de 4,5 kg CO₂ por kg de N sintético (Robertson; Grace, 2004).

Embora a inclusão de leguminosas nos ecossistemas forrageiros traga diversos benefícios, é fundamental considerar os potenciais efeitos negativos associados à decomposição de seus resíduos. As leguminosas possuem baixa relação carbono: nitrogênio (C:N), o que favorece a rápida liberação do nitrogênio mineral no solo, podendo resultar em sua conversão em N₂O por microrganismos do solo (Boddey *et al.*, 2020). Por exemplo, Li *et al.* (2022) relataram que as emissões de N₂O aumentaram em 31% em pastagens mistas de alfafa e trevo comparada a pastagens mistas de Chicória e trevo. No entanto, quando o trevo foi consorciado com gramíneas, as taxas de emissão foram reduzidas em até 17% em comparação com pastagens dominadas por leguminosas, como alfafa. Os autores ressaltam que o aumento nas emissões nas pastagens dominadas por leguminosas se deve ao maior conteúdo de N mineral no solo, enquanto nas pastagens consorciadas com gramíneas, a alta demanda de N para o crescimento dessas resultou em menor N mineral disponível.

Além dos resultados abordados por Li *et al.* (2022), outros estudos também investigaram a relação entre a inclusão de leguminosas e as emissões de N₂O. Por exemplo, Cummins *et al.* (2021) avaliaram as emissões de N₂O em comunidades de pastagens compostas por uma a seis espécies, variando sistematicamente a composição de gramíneas, leguminosas e espécies arbustivas, bem como a abundância relativa dessas espécies. Neste estudo, as emissões de N₂O foram maiores em comunidades dominadas por leguminosas, como trevo vermelho e trevo branco, enquanto as pastagens mistas apresentaram emissões tendendo a ser menores. Os pesquisadores observaram que o aumento das emissões em pastagens dominadas por leguminosas pode ser atribuído à liberação de N por exsudatos das raízes e à decomposição dos resíduos culturais, em vez do próprio processo de fixação biológica de N.

Outro estudo realizado por Bracken *et al.* (2020) corroborou esses achados, evidenciando aumento na emissão acumulada de N-N₂O, que passou de 59 g ha⁻¹ ano⁻¹ para 219 g ha⁻¹ ano⁻¹ quando a proporção de trevo aumentou de 0 para 60%. Além do incremento na emissão acumulada, os autores observaram elevação na taxa de mineralização do N nos tratamentos que incluíam trevo. Isso sugere que maiores proporções de leguminosas em pastos mistos provavelmente fornecem N fixado

biologicamente suficiente para sustentar a produção do pasto. Assim, o N adicional que foi aplicado como fertilizante foi subutilizado pelas plantas e, após a decomposição dos tecidos das leguminosas tornou-se disponível às perdas para o ambiente.

Apesar dos achados observados nos estudos supracitados, é crucial considerar que os resultados podem variar significativamente em diferentes contextos, especialmente em regiões com características edafoclimáticas distintas. Por exemplo, em uma região tropical do Brasil, a emissão anual de N_2O em um pasto misto de capim marandu e amendoim forrageiro, sem adubação N, foi 60% menor em comparação à monocultura adubada com 150 kg N ha^{-1} (Homem *et al.*, 2024). Da mesma forma, Guimarães *et al.* (2022) demonstraram que as emissões de N_2O de um pasto misto de capim marandu e amendoim forrageiro foram inferiores às da monocultura fertilizada.

Embora a maioria desses estudos demonstre o potencial das leguminosas para aumentar as emissões de N_2O , é importante notar que a maioria deles envolve alguma taxa de aplicação de nitrogênio nos consórcios, um fator que pode influenciar significativamente as emissões observadas. Esse aspecto é crucial para entender adequadamente a utilização de pastagens multiespecíficas, tendo a inclusão de leguminosas como estratégia para mitigar as emissões de GEE. A complexidade das interações entre espécies leguminosas e as emissões de GEE no solo ressalta a necessidade de desenvolver estratégias de manejo que maximizem os benefícios das leguminosas, ao mesmo tempo que minimizam os riscos associados as suas emissões de N_2O .

1.3 HIPÓTESES

Os capítulos seguintes foram desenvolvidos a partir das seguintes hipóteses:

- A associação de gramíneas e leguminosas reduz as emissões de N_2O em comparação a pastagens binárias fertilizadas com adubos nitrogenados sintéticos, sem comprometer a produtividade e a qualidade nutritiva do pasto (Capítulo II).
- Diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados resultam em níveis variados de emissão de N_2O , sendo possível que a ureia comum apresente menores emissões, sem comprometer a produtividade do pasto e do milho (Capítulo III).

1.4 OBJETIVOS

Os objetivos dos estudos apresentados a seguir foram:

- Avaliar os benefícios da utilização de pastos mistos de gramíneas e leguminosas sem adubação nitrogenada, em comparação a uma mistura binária de gramíneas adubada com ureia.
- Avaliar o efeito de fontes de N, seja de síntese industrial ou fixação biológica, sobre a produtividade do pasto e da cultura do milho cultivado em sucessão.
- Avaliar o efeito de fontes de N sobre as emissões N_2O , determinar seus fatores de emissão (% de N aplicado emitido como $N-N_2O$) locais e compará-los com o FE padrão recomendado pelo IPCC em nível internacional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, T. P.; DALL-ORSOLETTA, A. C.; RIBEIRO-FILHO, H. M. N. The effects of supplementing *Acacia mearnsii* tannin extract on dairy cow dry matter intake, milk production, and methane emission in a tropical pasture. **Tropical Animal Health and Production**, [s. l.], v. 49, n. 8, p. 1663–1668, 2017.

BODDEY, R. M. *et al.* Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. **Grass and Forage Science**, [s. l.], v. 75, n. 4, p. 357–371, 2020.

BRACKEN, C. J. *et al.* Sward composition and soil moisture conditions affect nitrous oxide emissions and soil nitrogen dynamics following urea-nitrogen application. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 722, 2020.

CARVALHO, J. L. N. *et al.* Potential of soil carbon sequestration in different biomes of Brazil. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 34, n. 2, p. 277–289, 2010.

CARDOSO G. E. *et al.* Effect of tannins from tropical plants on methane production from ruminants: A systematic review. **Veterinary and Animal Science**, [s. l.], v. 14, p. 100214, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2451943X21000491>

COWAN, N. *et al.* Nitrous oxide emission factors of mineral fertilisers in the UK and Ireland: A Bayesian analysis of 20 years of experimental data. **Environment International**, [s. l.], v. 135, n. December 2019, p. 105366, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105366>.

CUMMINS, S. *et al.* Beneficial effects of multi-species mixtures on N₂O emissions from intensively managed grassland swards. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 792, p. 148163, 2021. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721032344>.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 67, n. 1, p. 37–46, 2003.

ELGERSMA, A.; SØEGAARD, K. Effects of species diversity on seasonal variation in herbage yield and nutritive value of seven binary grass-legume mixtures and pure grass under cutting. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 78, p. 73–83, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2016.04.011>.

FINN, J. A. *et al.* Ecosystem function enhanced by combining four functional types of plant species in intensively managed grassland mixtures: A 3-year continental-scale field experiment. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 50, n. 2, p. 365–375, 2013.

FINN, J. A. *et al.* Greater gains in annual yields from increased plant diversity than losses from experimental drought in two temperate grasslands. **Agriculture**,

Ecosystems and Environment, [s. l.], v. 258, n. December 2017, p. 149–153, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.014>.

FIORINI, A. *et al.* Combining no-till with rye (*Secale cereale* L.) cover crop mitigates nitrous oxide emissions without decreasing yield. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 196, n. October 2018, p. 104442, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104442>.

FORRESTAL, P. J. *et al.* Ammonia emissions from urea, stabilized urea and calcium ammonium nitrate: Insights into loss abatement in temperate grassland. **Soil Use and Management**, [s. l.], v. 32, p. 92–100, 2016.

GRANGE, G.; FINN, J. A.; BROPHY, C. Plant diversity enhanced yield and mitigated drought impacts in intensively managed grassland communities. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 58, n. 9, p. 1864–1875, 2021.

GUIMARÃES, B. C. *et al.* Emissions of N₂O and NH₃ from cattle excreta in grass pastures fertilized with N or mixed with a forage legume. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 122, n. 3, p. 325–346, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-022-10207-3>.

HOMEM, B. G. C. *et al.* Forage peanut legume as strategy for improving beef production without increasing livestock greenhouse gas emissions. **Animal**, [s. l.], v. 18, n. 5, p. 101158, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.animal.2024.101158>.

IPCC. Section 4: Near-Term Responses in a Changing Climate. **Climate Change 2023: Synthesis Report**, [s. l.], p. 42–66, 2023.

JARAMILLO, D. M. *et al.* Water footprint, herbage, and livestock responses for nitrogen-fertilized grass and grass–legume grazing systems. **Crop Science**, [s. l.], v. 61, n. 5, p. 3844–3858, 2021.

KELLN, B. M. *et al.* Effect of mixtures of legume species on ruminal fermentation, methane, and microbial nitrogen production in batch and continuous culture (RUSITEC) systems. **Canadian Journal of Animal Science**, [s. l.], v. 103, n. 4, p. 326–337, 2023.

KROL, D. J. *et al.* Nitrogen fertilizers with urease inhibitors reduce nitrous oxide and ammonia losses, while retaining yield in temperate grassland. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 725, p. 138329, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138329>.

LI, G. D. *et al.* Perennial pastures reduce nitrous oxide emissions in mixed farming systems in a semi-arid environment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 834, n. November 2021, p. 155304, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155304>.

LUO, J. *et al.* Using alternative forage species to reduce emissions of the greenhouse gas nitrous oxide from cattle urine deposited onto soil. **Science of the**

Total Environment, [s. l.], v. 610–611, p. 1271–1280, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.186>.

LÜSCHER, A. *et al.* Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: A review. **Grass and Forage Science**, [s. l.], v. 69, n. 2, p. 206–228, 2014.

MCCARTHY, K. M. *et al.* The effect of a zero-grazed perennial ryegrass, perennial ryegrass and white clover, or multispecies forage on the dry matter intake, milk production and nitrogen utilization of dairy cows in mid-late lactation. **Livestock Science**, [s. l.], v. 272, p. 105234, 2023. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S187114132300080X>.

MORGAVI, D. P. *et al.* Microbial ecosystem and methanogenesis in ruminants. **Animal**, [s. l.], v. 4, n. 7, p. 1024–1036, 2010.

ONGARATTO, F.; ROMANZINI, E. P. Ecosistema Pastoril: Serviços Ecosistêmicos, Características Do Dossel E Emissão De Gases Do Efeito Estufa. **Zootecnia: pesquisa e práticas contemporâneas - Volume 1**, [s. l.], n. July, p. 83–107, 2021.

PEMBLETON, K. G. *et al.* Simple versus diverse pastures: Opportunities and challenges in dairy systems. **Animal Production Science**, [s. l.], v. 55, n. 7, p. 893–901, 2015.

PEREIRA, J. M. *et al.* Production of beef cattle grazing on *Brachiaria brizantha* (Marandu grass) *Arachis pinto* (forage peanut cv. Belomonte) mixtures exceeded that on grass monocultures fertilized with 120 kg N/ha. **Grass and Forage Science**, [s. l.], v. 75, n. 1, p. 28–36, 2020.

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**, [s. l.], v. 77, n. 3, p. 499–510, 2003.

ROBERTSON, G. P.; GRACE, P. R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: The need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**, [s. l.], v. 6, n. 1–2, p. 51–63, 2004.

ROCA-FERNÁNDEZ, A. I. *et al.* Pasture intake and milk production of dairy cows rotationally grazing on multi-species swards. **Animal**, [s. l.], v. 10, n. 9, p. 1448–1456, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1017/S1751731116000331>.

SANDERSON, M. A. *et al.* Plant Species Diversity and Management of Temperate Forage and Grazing Land Ecosystems. **Crop Science**, [s. l.], p. 1132–1144, 2004.

SHANG, Z. *et al.* Measurement of N₂O emissions over the whole year is necessary for estimating reliable emission factors. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 259, p. 113864, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113864>

Sistema de Registro Nacional de Emissões (SIRENE), Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. **Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa no Brasil** – 6ª edição, p. 136, 2022. Disponível em: <https://sirene.mctic.gov.br/portal/opencms/publicacao/index.html>.

WMO. WMO Greenhouse Gas Bulletin No.19. The state of greenhouse gases in the atmosphere based on global observations through 2022. 2023; [s. l.], v. 19, p. 11 p., 2023.

YANG, T. *et al.* Impact of nitrogen fertilizer, greenhouse, and crop species on yield-scaled nitrous oxide emission from vegetable crops: A meta-analysis. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 105, n. September 2018, p. 717–726, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.02.001>.

CAPÍTULO II

PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM PASTOS DE AZEVÉM ANUAL E MILHO PARA SILAGEM ADUBADOS COM NITROGÊNIO MINERAL OU CONSORCIADOS COM LEGUMINOSAS

**PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM PASTOS
DE AZEVÉM ANUAL ADUBADOS COM NITROGÊNIO MINERAL OU
CONSORCIADOS COM LEGUMINOSAS**

Abstract

2. INTRODUÇÃO

Aumentar a diversidade de plantas no dossel forrageiro é uma alternativa viável para alcançar a intensificação sustentável dos sistemas pecuários (Grange, Finn e Brophy, 2021). A combinação de espécies pertencentes a diferentes grupos funcionais traz benefícios, como o aumento na produção de matéria seca (MS), a melhoria da qualidade da dieta e a maior eficiência de uso do nitrogênio (N), impactando positivamente na emissão de gases de efeito estufa (GEE) associados aos sistemas de produção pecuária (Cardoso *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022).

Entre os principais GEE emitidos nos ecossistemas forrageiros, destaca-se o óxido nitroso (N_2O), que possui potencial de aquecimento global 265 vezes maior que o dióxido de carbono (CO_2) (Shukla *et al.*, 2019). O N_2O é produzido no solo através dos processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação, e a sua emissão está intimamente ligada às taxas e formas de N aplicadas nos pastos (Bracken *et al.*, 2020). Nesse contexto, a inclusão de leguminosas em pastagens mistas pode influenciar significativamente esses processos, dada a sua capacidade única de fixar N e a alta taxa de mineralização.

Além de melhorar o teor de proteína bruta (PB) e a taxa de digestão da dieta animal, a inclusão de leguminosas em pastagens mistas pode reduzir as exigências de N sintético, sem comprometer a produtividade do pasto ou da cultura subsequente (Lüscher *et al.*, 2014). No entanto, estudos apontam que aumentar a proporção de leguminosas nas misturas pode elevar as emissões de N_2O (Bracken *et al.*, 2020; Cummins *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022). As leguminosas possuem baixa relação carbono: nitrogênio (C:N), o que resulta em rápida mineralização dos N. Essa rápida mineralização pode aumentar o conteúdo de N mineral no solo, que pode ser reduzido até N_2O por microrganismos (Boddey *et al.*, 2020).

Embora diversos estudos demonstrem o potencial das leguminosas para aumentar as emissões de N_2O (Bracken *et al.*, 2020; Cummins *et al.*, 2021), é importante notar que a maior parte deles envolve alguma taxa de aplicação de nitrogênio nos consórcios, um fator que pode influenciar significativamente as emissões observadas. Esse aspecto destaca a necessidade de informações de manejo adequadas para entender a real aplicação de pastagens multiespécies com inclusão de leguminosas como estratégia eficaz para mitigar as emissões de GEE. Nesse contexto, hipotetizamos que a inclusão de leguminosas em pastagens mistas,

sem adubação nitrogenada, pode reduzir a emissão de N_2O , sem comprometer a produtividade e qualidade nutritiva do pasto e da cultura subsequente. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de pastos mistos de gramíneas e leguminosas, sem adição de fertilizantes nitrogenados, no rendimento de MS da forragem e culturas anuais subsequentes, além de avaliar o potencial de mitigação de emissões de N_2O pela adoção de pastos mistos.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área experimental

O experimento foi conduzido em Lages, SC, Brasil (50,18° W, 27,47° S; 920 m acima do nível do mar) de 2021 a 2023. Segundo a classificação de Koppen, o clima da região é mesotérmico úmido com verões amenos (Cfb), a temperatura média anual é de 16,1 °C e precipitação média de 1782 mm por ano (INMET, 2021). O solo predominante é classificado como Cambissolo Húmico Alumínico Léptico (Embrapa, 2011). Os dados meteorológicos foram coletados na estação meteorológica automática localizada a 1 km do experimento e estão apresentados na Figura 1.

No início do experimento, em maio de 2021, a área experimental apresentava os seguintes atributos químicos e físicos do solo na camada de 0-20 cm: pH = 5,3; MO = 2,2%; CTC pH 7,0 = 14,21 cmolc/dm³; P = 16,8 mg/dm³ e K = 133,5 mg/dm³ e teor de argila de 36%. As análises de solo foram conduzidas em 2021 e 2022, e a fertilização foi definida utilizando o Manual de Calagem e Adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil (Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2016).

3.2 Tratamentos

O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso com quatro repetições. Os tratamentos foram duas pastagens: uma mistura binária de centeio (*Secale cereale*) + azevém (*Lolium multiflorum* L.), com adubação nitrogenada (155 kg ha⁻¹); e uma mistura de centeio + azevém + ervilhaca (*Vicia sativa*) + trevo branco (*Trifolium repens* L.), sem adubação nitrogenada. Ambas as pastagens foram seguidas de cultura de milho (*Zea mays*) para silagem, com adubação nitrogenada (180 kg ha⁻¹) na mistura binárias e milho sem adubação nitrogenada na mistura de gramíneas + leguminosas.

Em 2021, a adubação nitrogenada na pastagem foi parcelada em três aplicações a cada 40 a 60 dias, totalizando 150 kg de N ha⁻¹, na forma de ureia. Os tratamentos foram estabelecidos em parcelas de 150 m², sendo que a pastagem foi implantada com a semeadura de azevém e ervilhaca a lanço, com densidade de 25 e 40 kg ha⁻¹, respectivamente. O centeio e o trevo foram igualmente semeados a lanço, com densidade de 40 e 4 kg ha⁻¹, respectivamente. Em 2022, a adubação nitrogenada foi realizada em uma única aplicação no início do perfilhamento, mantendo os tratamentos na mesma área e nas mesmas parcelas, com o tamanho das parcelas reduzidos para de 37,5 m². A semeadura do azevém e ervilhaca foi realizada na linha, com densidade de 13 kg ha⁻¹ para o azevém e 57 kg ha⁻¹ para ervilhaca, enquanto o centeio e o trevo foram semeados a lanço com densidade de 25 kg ha⁻¹ para o centeio e 4 kg ha⁻¹ para o trevo. O milho foi semeado em plantio direto, com espaçamento de 0,45 m entre linhas.

3.3 Medidas sobre as pastagens

Ambos os tratamentos, mistura binária (Gramíneas + N) e a mistura com leguminosas (Gramíneas + Leg), foram cortados a 5 cm acima do nível do solo utilizando uma cortadora elétrica, quando atingiram a altura de 20 a 25 cm. As pastagens foram colhidas das parcelas, a fim de simular a desfolha para produção de pré-secado. As alturas do pasto, tanto pré quanto pós-desfolha, foram medidas utilizando bastão graduado (sward stick) de 0,5 m, calculando a média do primeiro contato de 30 leituras feitas aleatoriamente em cada unidade experimental. Adicionalmente, foram efetuadas 100 medições da altura comprimida do pasto por parcela, utilizando o prato ascendente (Farmworks®, F200 model, New Zealand).

A severidade de desfolha foi determinada com base na diferença entre a altura da pastagem antes e após o corte. A altura das plantas foi medida antes do corte (altura pré-corte) e logo após o corte (altura pós-corte), e a severidade de desfolha foi calculada como a porcentagem de redução na altura das plantas após o corte em relação à altura antes do corte.

A biomassa da forragem foi medida antes e depois de cada corte em três quadrados de 0,24 m² (0,8 x 0,3 m) por unidade experimental. Os quadrados foram cortados no nível do solo com tesouras, e amostras individuais foram secas em estufa a 60 °C por 72 h. Uma subamostra de aproximadamente 250 g de matéria fresca foi selecionada para análise botânica, onde as espécies de forragem e o material morto

foram separados manualmente. A taxa de acúmulo de matéria seca (MS) foi calculada como a diferença entre a massa de forragem pré-desfolha e a massa pós-desfolha anterior, dividida pelo número de dias entre cada evento de colheita. Anualmente, a produção total de MS de forragem foi determinada somando-se a primeira massa de forragem pré-desfolha à taxa de acúmulo de MS ao longo da estação de crescimento da forragem.

3.4 Medidas sobre a cultura de verão (milho para silagem)

O milho para silagem foi avaliado em 2022 e 2023. Duas fileiras de dez metros lineares por parcela foram cortadas 20 cm acima do nível do solo quando a planta inteira atingiu 35% de MS. As plantas foram pesadas e seis plantas por linha foram sub amostradas para separação morfológica (folha, caule e espiga + bráctea + grão). As outras plantas foram trituradas em um moinho com peneira de 5 cm. Uma amostra por parcela foi seca em estufa a 60 °C por 72 h para determinar o teor de MS, o rendimento de MS e a composição química de plantas inteiras de milho.

3.5 Emissões de N₂O

Os fluxos de N₂O foram medidos usando a técnica de câmara estática fechada (Chadwick *et al.*, 2014). Após a fertilização com nitrogênio (N), as emissões de N₂O foram amostradas três vezes por semana durante as três semanas iniciais, duas vezes por semana nas três semanas subsequentes e uma vez por semana durante o restante do período experimental. A câmara consistia em uma base de alumínio (0,4 m × 0,4 m de largura e 0,1 m de altura) inserida no solo a uma profundidade de pelo menos 5 cm, com uma tampa correspondente de 0,3 m de altura. As bases foram instaladas pelo menos 3 dias antes do experimento e permaneceram na posição durante todo o estudo.

Antes de cada amostra de ar ser coletada, o ar do espaço livre foi homogeneizado com um ventilador de 12 V, e a temperatura interna foi medida. As amostragens começaram às 9h após o fechamento da câmara, com amostras subsequentes coletadas em 0 min, 15 min, 30 min e 45 min. Cada amostra consistiu em 20 mL de ar aspirado através de um septo de borracha usando uma seringa de polipropileno de 20 mL. Posteriormente, as amostras de ar foram então injetadas em frascos de vidro de septo com tampa de rosca de 12,5 ml pré-evacuados (a – 1000 mbar) e despachados por correio expresso para o laboratório de solos (UFRGS).

Os fluxos horários de N₂O foram calculados com base na mudança na concentração de N₂O dentro da câmara durante o período de medição, usando a seguinte equação:

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{V_m} \quad (1)$$

Onde:

ΔC = mudança na concentração de gás na câmara durante o período de fechamento, Δt = período de fechamento, V = volume do espaço livre da câmara, A = área do solo coberta pela câmara, m = peso molar de N em N₂O, e V_m = o volume molar de gás na temperatura de amostragem.

As emissões horárias de N₂O foram consideradas representativas das emissões médias diárias. As emissões cumulativas totais para cada tratamento foram obtidas por interpolação linear das emissões diárias entre as datas de amostragem (De Klein *et al.*, 2014). A intensidade de emissão de N₂O foi calculada dividindo-se a emissão acumulada (kg N-N₂O ha⁻¹) pela produtividade de MS (Mg ha⁻¹) corrigidos para kg CO₂ equivalente (CO_{2e}) /Mg MS.

3.6 Análises químicas

A composição química foi determinada ao longo das estações em amostras de pastagem coletadas manualmente dentro de cada parcela. O teor de matéria seca foi determinado pela secagem das amostras a 105 °C por 24 h (method 950.15, AOAC, 2000). As cinzas foram medidas por combustão em forno mufla a 550 °C por 4 h (method 942.05, AOAC, 2000), e a matéria orgânica (MO) foi quantificada com base na diferença de massa. O teor de proteína bruta (PB) foi medido pela determinação do nitrogênio total usando a combustão Dumas (N×6.25; method 968.06, AOAC, 2019) com equipamento Leco FP 528 (LC, Leco Corporation, MI, USA). A fibra em detergente neutro (FDN) foi determinada de acordo com Mertens *et al.* (2002), exceto que as amostras foram pesadas em sacos de filtro e tratadas com detergente neutro usando um sistema ANKOM A220 (ANKOM Technology, NY, USA). Esta análise incluiu uma α -amilase estável ao calor e cinzas residuais, mas não incluiu sulfito de sódio. A fibra em detergente ácido (FDA) foi analisada de acordo com o método 973.18 do AOAC, 2019.

3.7 Análise de Gases (N₂O)

As concentrações de N₂O foram analisadas em cromatógrafo gasoso (GC-Shimadzu 14A), equipado com coluna Hayesep D de 4,5 m ajustada a temperatura de 80 °C, com N₂ como gás de arraste em fluxo de 25 mL min⁻¹, temperatura do injetor de 250 °C e detector de captura de elétrons (ECD) a uma temperatura de 325 °C.

3.7 Análise estatística

A análise de dados foi conduzida usando o programa estatístico R (Team, 2021), com análise de variância realizada empregando modelos mistos do pacote lme4 (Bates *et al.*, 2015). Foram analisadas a produtividade de MS do milho, a composição química e a composição bromatológica do milho, além da produtividade de MS dos pastos usando o seguinte modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + T_j + B_k + \epsilon_{ijk}, \text{ onde:}$$

μ = representa a média geral de todos os tratamentos, T_j = indica o efeito fixo de tratamento, B_k = denota o efeito aleatório do bloco, e ϵ_{ijk} = representa o erro experimental.

A altura dos pastos e a biomassa antes e após cada corte, a taxa de acúmulo de MS, a severidade de desfolha, a composição química e a composição botânica do pasto foram agrupadas por estação do ano (inverno e verão) e analisadas usando o modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + T_j + B_k + S_l(j) + T_j S_l + \epsilon_{ijk}, \text{ onde:}$$

μ = representa a média geral de todos os tratamentos, T_j = indica o efeito fixo de tratamento, $S_l(j)$ = representa o efeito fixo da estação, $T_j S_l$ = é o efeito da interação tratamento × estação, e o ϵ_{ijk} = representa o erro experimental.

Para a análise das emissões acumuladas e a intensidade de emissão, foi considerado o seguinte modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + T_j + B_k + \epsilon_{ijk}, \text{ onde:}$$

μ = representa a média geral de todos os tratamentos, T_j = indica o efeito fixo de tratamento, B_k = denota o efeito aleatório do bloco, e ϵ_{ijk} = representa o erro experimental.

O melhor modelo foi selecionado com base no critério de informação de Akaike (Akaike, 1974). As médias dos mínimos quadrados foram consideradas significativamente diferentes se $P < 0,05$.

4. RESULTADOS

A temperatura média durante o período experimental (abril/2021 a novembro/2023) variou de 16,8 a 18,9 °C, com média de 17,9 °C (Fig. 1). A precipitação acumulada anual para 2021, 2022 e 2023 foi de 859 (abr-dez), 1549 e 420 mm (jan-mar), respectivamente.

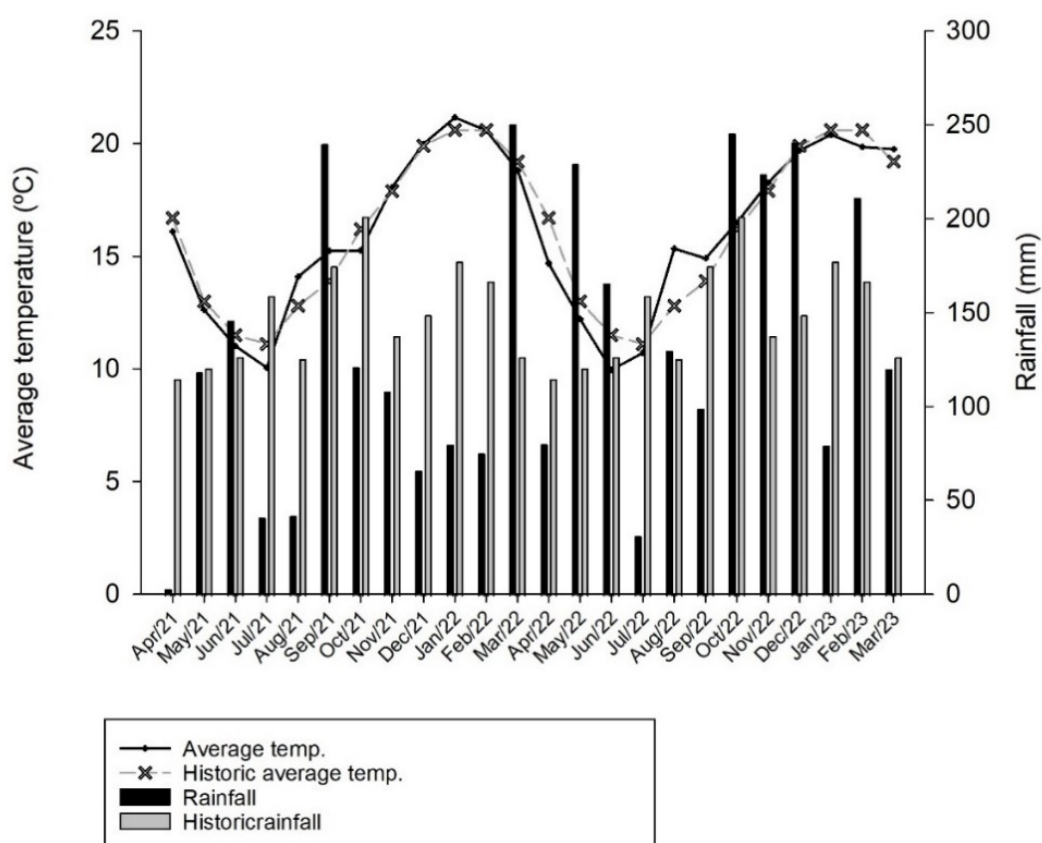


Figura 2 – Condições meteorológicas médias mensais durante o período de estudo (abr. 2021 – mar. 2023) em relação aos valores médios de longo prazo de precipitação e temperatura em Lages, Santa Catarina, Brasil.

4.1 Produção de forragem

A produção anual de matéria seca (MS) de forragem em 2021 foi significativamente maior ($P < 0,028$) na mistura binária + fertilizante N, com aumento de aproximadamente 1.200 kg MS ha⁻¹ em comparação com o pasto diverso (Fig. 2A). A taxa de acúmulo de MS foi 2,1 vezes maior ($P < 0,002$) no inverno do que na primavera (Tabela 1). Durante o inverno, a biomassa pré-desfolha foi aumentada em 680 kg ha⁻¹, e a severidade de desfolha foi 22% maior na mistura binária + fertilizante N em comparação com demais tratamentos (interação tratamento × estação: $P < 0,048$). O teor de PB foi superior nas amostras de forragem da mistura binária + N em relação a mistura com leguminosas ($P < 0,000$), assim como foi maior no inverno do que na primavera ($P < 0,001$). Em contraste, os teores de FDN e FDA foram maiores ($P < 0,010$) na mistura com leguminosas em comparação à mistura binária + N, bem como na primavera em relação ao inverno ($P < 0,000$). A proporção de centeio foi 29% maior na mistura com leguminosas e 10 vezes maior (495 vs. 48 g kg/MS) no inverno em comparação com a primavera. Além disso, a proporção de azevém anual aumentou ($P < 0,002$) na mistura binária + N em comparação à mistura com leguminosas e na primavera em relação ao inverno ($P < 0,000$).

Em 2022, a produção anual de matéria seca (MS) de forragem foi similar ($P = 0,625$) entre na mistura binária quando comparada à mistura com leguminosas (Fig. 2B). A biomassa pré-desfolha foi aumentada em 460 kg ha⁻¹, e a taxa de acúmulo foi maior na mistura com leguminosas durante a primavera (interação tratamento × estação: $P < 0,002$, Tabela 2). O teor de MS foi maior na pastagem binária + N, com valores superiores observados durante a primavera em comparação à mistura com leguminosas ($P < 0,002$).

O teor de PB foi maior na mistura com leguminosas em comparação à mistura binária ($P < 0,004$) e no inverno em relação à primavera ($P < 0,004$). Por outro lado, os teores de FDN e FDA foram aumentados na pastagem binária amostrada na primavera em comparação àquelas amostradas no inverno. A proporção de trevo foi maior no pasto diverso (631 vs. 166 g kg MS) durante a primavera em relação ao inverno. A proporção de centeio foi aumentada na mistura binária ($P < 0,035$) e no inverno em comparação à primavera ($P < 0,001$). Em contrapartida, a proporção de azevém foi superior ($P < 0,009$) na mistura binária durante a primavera.

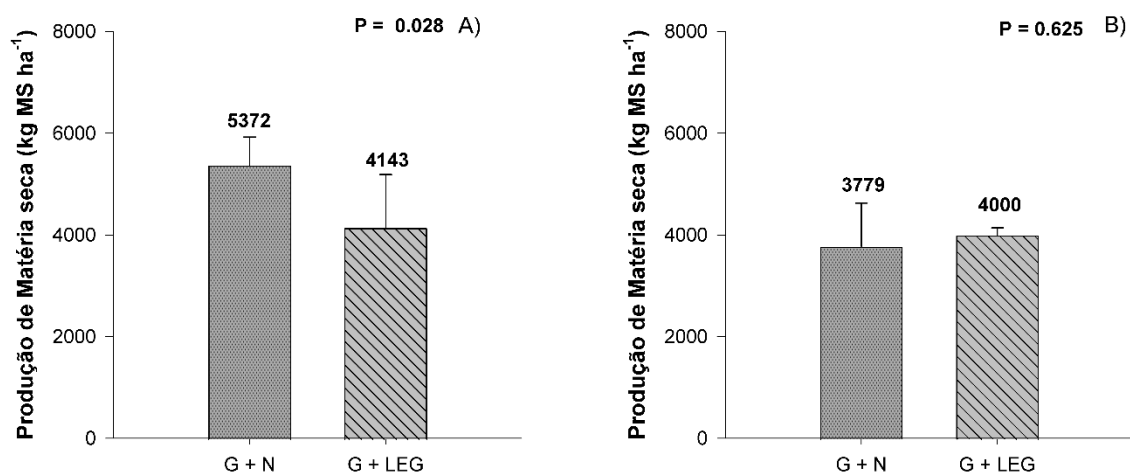


Figura 3 – Produção total de matéria seca de pasto de mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e pasto diverso sem adubação nitrogenada em 2021 (A) e 2022 (B) na cidade de Lages – SC.

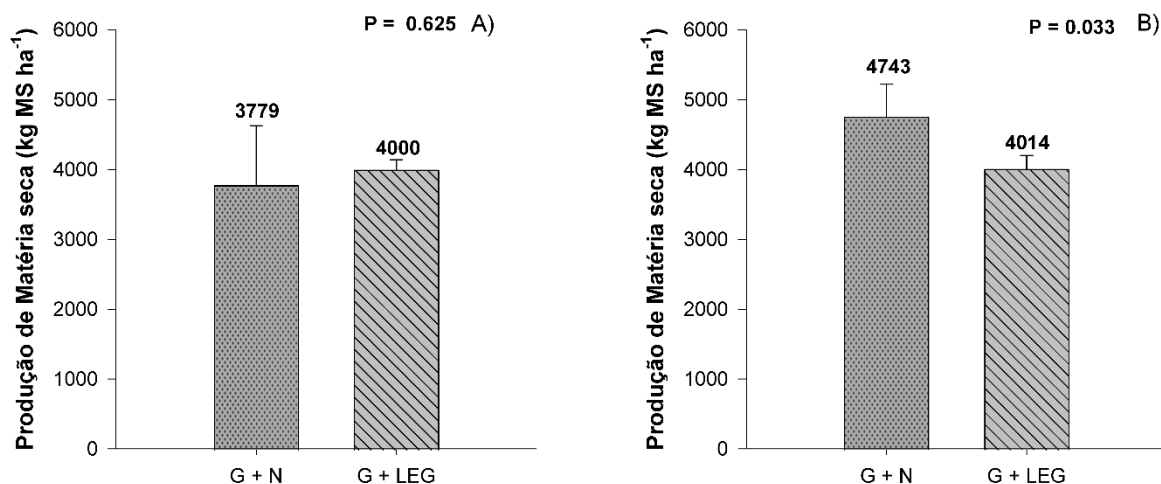


Figura 4 – Produção total de matéria seca de pasto de mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e pasto diverso sem adubação nitrogenada em 2022 (A) e 2023 (B) na cidade de Lages – SC.

Tabela 8 – Características forrageiras do pasto de mistura binária adubada com fertilizantes nitrogenado e pasto diverso sem fertilizante nitrogenado em 2021, incluindo biomassa pré e pós desfolhação, taxa de acúmulo de matéria seca (MS), altura do pasto, severidade de desfolha, composição química e botânica, em Lages – SC.

Item	Gramíneas + N		Gramíneas + Leg		EPM ¹	Valor de <i>p</i>		
	Inverno	Primavera	Inverno	Primavera		Trat.	Estação	T * E
Biomassa pré-desfolhação (kg MS ha ⁻¹)	2310 ^a	1324 ^b	2067 ^a	1480 ^b	183,6	0,650	0,000	0,048
Biomassa pós-desfolhação (kg MS ha ⁻¹)	1070	996	1179	1058	154,5	0,290	0,229	0,762
Taxa de acúmulo de MS (kg ha ⁻¹)	35,3	16,1	27,1	13,1	8,49	0,208	0,002	0,559
Altura do pasto pré-desfolhação (cm)	24,3 ^a	20,5 ^b	22,5 ^{ab}	21,7 ^b	1,01	0,591	0,001	0,012
Altura do pasto pós-desfolhação (cm)	8,0	9,6	8,0	8,7	0,63	0,178	0,004	0,193
Altura do pasto comprimida pré-desfolhação (cm)	13,3	10,6	11,9	9,8	0,90	0,026	0,000	0,442
Altura do pasto comprimida pós-desfolhação (cm)	7,3	6,3	7,3	5,6	0,45	0,114	0,000	0,129
Severidade de desfolhação (%)	44,7 ^a	40,3 ^{ab}	38,0 ^b	43,0 ^{ab}	0,04	0,332	0,873	0,036
Composição química g (kg MS) ⁻¹								
Matéria seca g (kg massa fresca) ⁻¹	113	150	138	157	10,3	0,009	0,000	0,109
Matéria orgânica	896	876	910	892	3,4	0,000	0,000	0,672
Proteína bruta	213	188	158	129	11,3	0,000	0,001	0,687
Fibra em detergente neutro	462	491	469	508	7,9	0,010	0,000	0,246
Fibra em detergente ácido	239	283	244	298	6,5	0,008	0,000	0,150
Composição botânica g (kg MS) ⁻¹								
Trevo branco	0	0	1	60	35,5	0,110	0,116	0,116
Ervilhaca	0	0	35	10	18,3	0,028	0,200	0,200
Centeio	475	1	517	96	43,5	0,008	0,000	0,255
Azevém	466	823	344	632	74,2	0,002	0,000	0,385
Material morto	59	176	103	202	90,1	0,458	0,033	0,838

¹Erro padrão médio. Médias seguidas pelas mesmas letras sobescritas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (P>0,05).

Tabela 9 - Características forrageiras do pasto de mistura binária adubada com fertilizantes nitrogenado e pasto diverso sem fertilizante nitrogenado em 2022, incluindo biomassa pré e pós desfolhação, taxa de acúmulo de matéria seca (MS), altura do pasto, severidade de desfolha, composição química e botânica, em Lages – SC.

Item	Gramíneas + N		Gramíneas + Leg		EPM ¹	Valor de <i>P</i>		
	Inverno	Primavera	Inverno	Primavera		Trat.	Estação	T x E
Biomassa pré-desfolhação (kg MS ha ⁻¹)	1472 ^a	765 ^b	1046 ^b	1556 ^a	216,4	0,205	0,483	0,002
Biomassa pós-desfolhação (kg MS ha ⁻¹)	482	1071	493	693	196,8	0,164	0,011	0,143
Taxa de acúmulo de MS (kg ha ⁻¹)	25,5 ^b	14,3 ^c	17,4 ^c	30,7 ^a	2,23	0,016	0,472	0,000
Altura do pasto pré-desfolhação (cm)	23,7 ^a	23,4 ^a	23,4 ^a	21,4 ^b	0,51	0,007	0,006	0,027
Altura do pasto pós-desfolhação (cm)	8,4	8,9	8,5	9,6	0,39	0,172	0,009	0,252
Altura do pasto comprimida pré-desfolhação (cm)	17,7 ^b	20,0 ^{ab}	14,9 ^c	21,2 ^a	1,35	0,342	0,001	0,038
Altura do pasto comprimida pós-desfolhação (cm)	10,3	10,9	9,4	12,2	1,13	0,792	0,035	0,143
Severidade de desfolhação (%)	41,8	45,5	37,3	42,5	0,06	0,321	0,240	0,826
Composição química g (kg MS) ⁻¹								
Matéria seca g (kg massa fresca) ⁻¹	133 ^b	190 ^a	138 ^b	133 ^b	1,05	0,005	0,004	0,002
Matéria orgânica	887	901	889	899	0,58	0,951	0,010	0,565
Proteína bruta	199	138	222	198	1,69	0,004	0,004	0,103
Fibra em detergente neutro	471 b	509 a	467 b	399 c	1,83	0,001	0,203	0,002
Fibra em detergente ácido	241 ab	260 ab	251 ab	220 bc	1,18	0,073	0,442	0,009
Composição botânica g (kg MS) ⁻¹								
Trevo branco	0 ^b	0 ^b	166 ^b	631 ^a	117	0,001	0,012	0,012
Ervilhaca	0	0	227	98	59,6	0,003	0,114	0,114
Centeio	344 ^a	24 ^b	158 ^b	13 ^b	64,4	0,035	0,001	0,056
Azevém	628 ^b	914 ^a	401 ^{cd}	230 ^d	108,4	0,000	0,418	0,009
Material morto	28	50	49	35	19,5	0,811	0,762	0,165

¹Erro padrão médio. Médias seguidas pelas mesmas letras sobescritas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (P>0,05).

4.2 Produção de milho

Na safra de 2021/2022, o rendimento de MS de plantas inteiras de milho foi similar em ambos os tratamentos, com médias de 17.956 kg ha⁻¹ e 14.212 kg ha⁻¹. Os teores de PB, FDN e FDA nas plantas inteiras de milho foram semelhantes entre os tratamentos (Tabela 3). Da mesma forma, as proporções de folha, caule e espiga + brácteas + grãos foram semelhantes, com médias de 118, 226, 31 e 619 g kg⁻¹ MS, respectivamente.

Na safra de 2022/2023, o rendimento de MS de plantas inteiras de milho foi semelhante entre os tratamentos, com médias de 16.066 kg ha⁻¹ e 14.566 kg ha⁻¹. Entretanto, a altura de plantas foi aumentada ($P < 0,007$) nas áreas previamente cultivadas com a mistura binária +N. No entanto, o teor de MS das plantas inteiras foi maior ($P < 0,001$) no milho das áreas previamente cultivadas com o pasto diverso. Os teores de PB, FDN e FDA de plantas inteiras de milho foram semelhantes entre os tratamentos (Tabela 4). Similarmente, as proporções de folha, caule e espiga + brácteas + grãos foram semelhantes ($P > 0,003$) entre tratamentos, com médias de 126, 234, 63 e 575 g kg⁻¹ MS, respectivamente.

4.3 Emissões de N₂O

Em 2022, a produção anual de matéria seca (MS) de forragem foi similar entre os tratamentos mistura binária e pasto diverso ($P = 0,625$; Fig. 3A). Entretanto, foram aumentadas a emissão acumulada e a intensidade de emissão de N₂O na mistura binária + N, em comparação com o pasto misto ($P < 0,011$; Fig. 4A e 5A).

Em 2023, foi verificado aumento significativo na produção anual de matéria seca (MS) de forragem na mistura binária + fertilizante N, com aumento de aproximadamente 700 kg MS ha⁻¹ em comparação com o pasto diverso ($P < 0,033$; Fig. 3B). Da mesma forma, foram evidenciados aumentos na emissão acumulada e intensidade de emissão de N₂O na mistura binária + N, em comparação com o pasto misto ($P < 0,012$; Fig. 4B e 5B).

Tabela 10 – Produção de matéria seca (MS) e composição química da silagem de milho (*Zea mays*) cultivado em sucessão a pastagens mistas com adubação nitrogenada e pasto misto com leguminosas em 2021.

Item	Tratamentos		EPM ¹	Valor de <i>P</i>
	Gramíneas + N	Gramíneas + Leg		
Produção de MS (kg MS ha ⁻¹)	17,956	14,212	2013,4	0,151
Altura de plantas (m)	1,96	1,78	0,145	0,269
Altura da inserção da espiga (m)	1,08	0,74	0,283	0,273
Composição química (g (kg MS) ⁻¹)				
Matéria seca g (kg massa fresca) ⁻¹	362,0	358,0	0,101	0,868
Matéria orgânica	960,9	962,2	1,7	0,4
Proteína bruta	72,6	44,0	9,0	0,1
Fibra em detergente neutro	587,9	583,7	53,9	0,9
Fibra em detergente ácido	267,1	271,8	21,8	0,8
Composição morfológica (g (kg MS) ⁻¹)				
Folha	138,8	97,9	28,8	0,2
Colmo	241,2	210,7	68,1	0,6
Material morto	28,6	32,7	4,3	0,4
Espiga + brácteas + grãos	585,8	652,7	102,8	0,5
Inflorescência	11,1	5,9	1,8	0,8

¹Erro padrão médio. Médias seguidas pelas mesmas letras sobescritas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (P>0,05).

Tabela 11- Produção de matéria seca (MS) e composição química da silagem de milho (*Zea mays*) cultivado em sucessão a pastagens mistas com adubação nitrogenada e pasto misto com leguminosas em 2022.

Item	Tratamentos		EPM	Valor de <i>P</i>
	Gramíneas + N	Gramíneas + Leg		
Produção de MS (kg MS ha ⁻¹)	16,066	14,566	3748,3	0,670
Altura de plantas (m)	2,22	1,88	0,041	0,007
Altura da inserção da espiga (m)	1,39	1,00	0,380	0,345
Composição química (g (kg MS) ⁻¹)				
Matéria seca g (kg massa fresca) ⁻¹	335,0	370,1	0,034	0,001
Matéria orgânica	968,4	967,2	2,2	0,6
Proteína bruta	54,4	47,0	8,9	0,4
Fibra em detergente neutro	562,5	566,4	39,6	0,9
Fibra em detergente ácido	273,5	274,8	17,4	0,9
Composição morfológica (g (kg MS) ⁻¹)				
Folha	120,9	131,2	24,7	0,7
Colmo	226,2	242,1	34,0	0,6
Material morto	59,9	65,0	16,8	0,7
Espiga + brácteas + grãos	590,2	559,2	31,2	0,3
Inflorescência	2,7	2,5	4,8	1,0

¹Erro padrão médio. Médias seguidas pelas mesmas letras sobescritas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey (P>0,05).

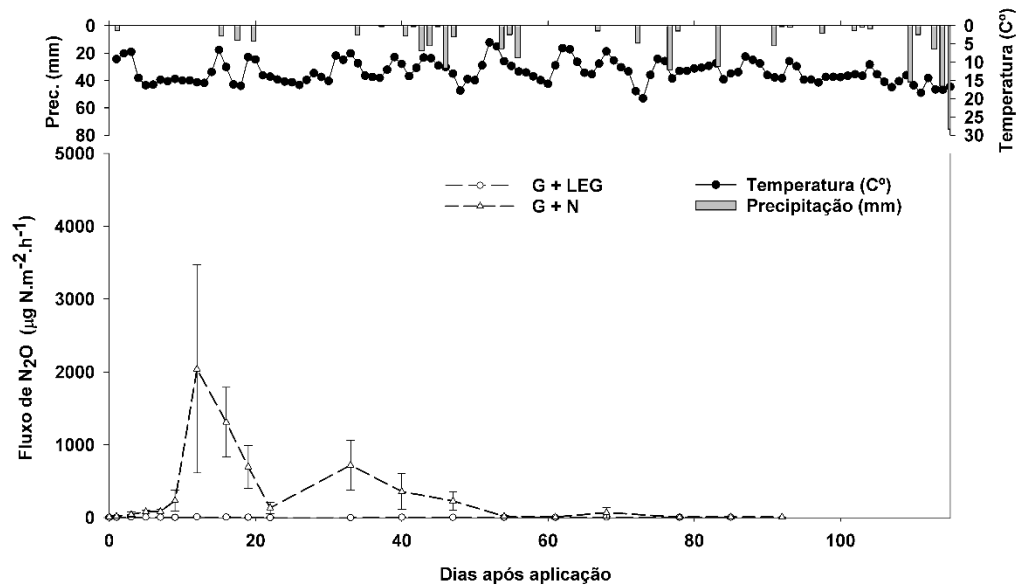


Figura 5 – Fluxo de emissão de N_2O de mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e pasto diversa sem fertilizante nitrogenado em 2022.

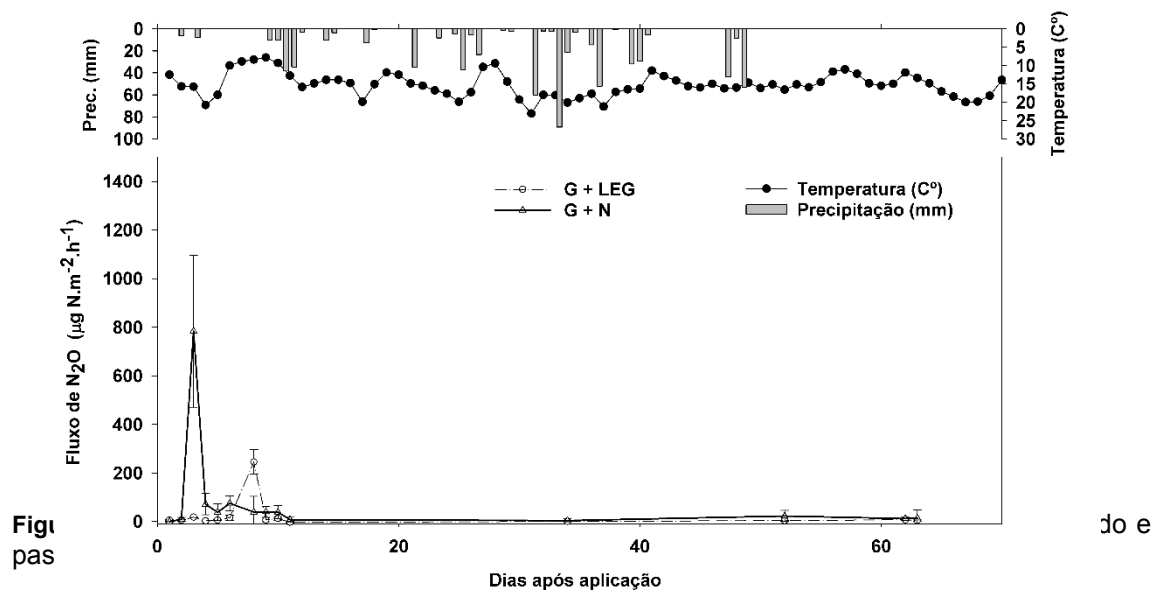


Fig
pas

do e

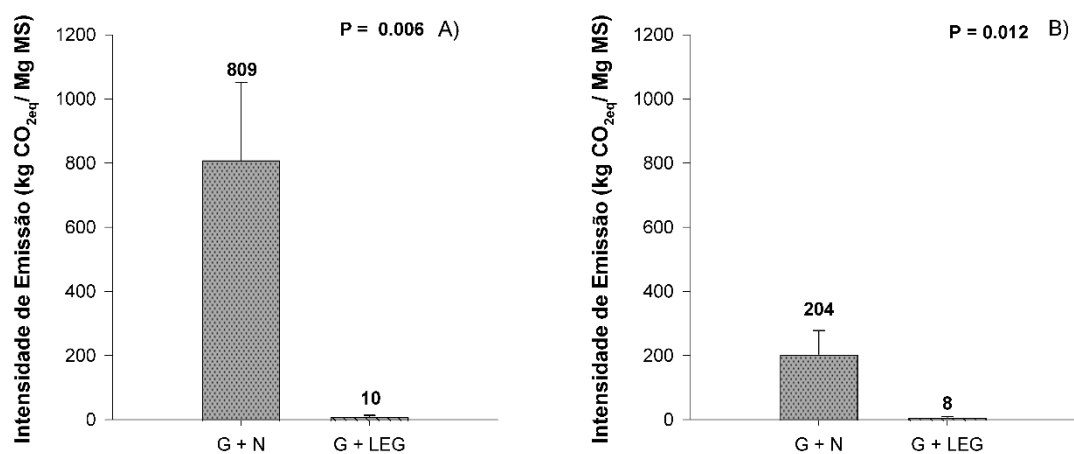
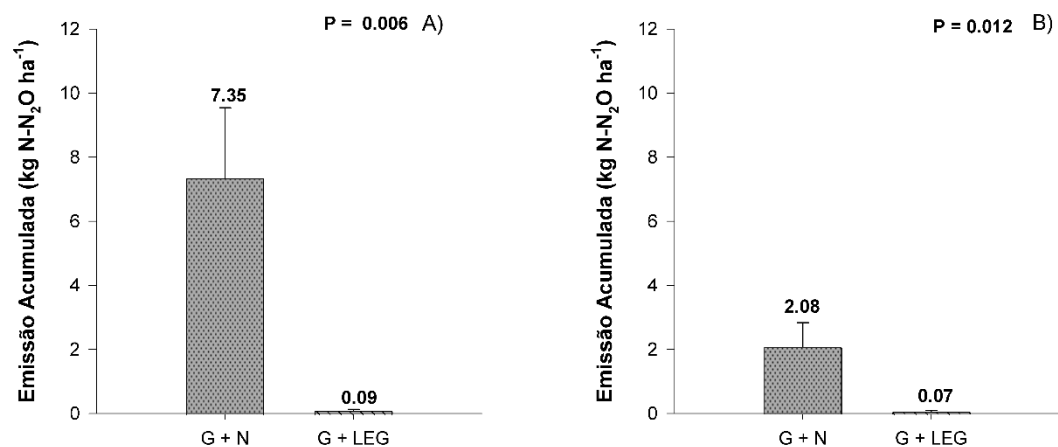


Figura 8- Intensidade de emissão de N₂O de uma pastagem com mistura binária adubada com fertilizante nitrogenado e uma pastagem diversa sem fertilizante nitrogenado em 2022 (A) e 2023 (B)

5. DISCUSSÃO

5.1.1 Efeito da introdução de leguminosas e retirada da adubação nitrogenada sobre a produção e a qualidade da forragem

A maior produção de biomassa aérea no tratamento com adubação nitrogenada no primeiro ano (2021) pode ser atribuída aos efeitos da adubação, enquanto no segundo ano (2022), a similaridade na produção de forragem entre os tratamentos com adubação nitrogenada e leguminosas pode ser atribuída à maior taxa de acúmulo e à maior proporção de leguminosas no pasto diverso durante a primavera de 2022, que contribuiu para um aumento na produção de forragem mesmo sem adubação nitrogenada. Segundo Lüscher *et al.* (2014), as leguminosas têm a capacidade de fixar N biologicamente e apresentam maior taxa de mineralização de seus resíduos, o que aumenta a disponibilidade de N mineral no solo. Esse processo pode ter influenciado positivamente o crescimento das plantas forrageiras da mistura, especialmente em uma estação de alta demanda de nutrientes como a primavera. Adicionalmente, Liu *et al.* (2017) relataram que a transferência de N fixado pelas leguminosas para as gramíneas companheiras ocorre de forma lenta e gradual, com impactos iniciais menores em comparação à aplicação direta de fertilizantes nitrogenados. Dessa forma, a melhoria na produtividade do pasto diverso no segundo ano pode ser entendida como resultado da maturação do sistema, onde o efeito cumulativo das leguminosas sobre o solo e as gramíneas se torna mais evidente ao longo do tempo. Jaramillo *et al.* (2021) também relataram resultados similares, onde a inclusão de trevo em pastagens de aveia e centeio aumentou a produtividade do pasto conforme o avanço do ciclo da pastagem.

A redução da produção de MS total na mistura com leguminosas no terceiro ano (2023) pode ser atribuída a uma série de fatores, incluindo menor contribuição primaveril em comparação ao ano anterior. Segundo Ortega *et al.* (2018), um dos principais desafios relacionados ao uso de leguminosas em pastos mistos é falta de persistência e estabilidade de rendimento das leguminosas ao longo do tempo, especialmente devido à ausência de informações sobre o manejo adequado desse tipo de pastagem. Apesar das oscilações observadas ao longo dos três anos de

avaliação, as leguminosas produziram o equivalente a 89% da MS produzida pela mistura binária com adubação nitrogenada, com valores médios de 4042 kg MS ha⁻¹ para o pasto diverso, em comparação com 4600 kg MS ha⁻¹ para a mistura binária adubada. Esse dado sugere que, ao longo do período do estudo, a combinação de espécies com padrões sazonais de crescimento distintos, juntamente com a transferência de N, tanto direta quanto indireta, das leguminosas para as gramíneas desempenharam um papel crucial na manutenção da produção de forragem. A fixação biológica de N pelas leguminosas não só contribui para a produtividade das próprias leguminosas, mas também pode beneficiar as gramíneas ao fornecer N de forma indireta (Lüscher *et al.*, 2014). Essa dinâmica é especialmente relevante em sistemas de pastagem que buscam reduzir a dependência de fertilizantes nitrogenados externos e minimizar o impacto ambiental associado à sua utilização. Pesquisas indicam que, após o estabelecimento de pastagens mistas, são necessários pelo menos três anos para ocorrer uma transferência significativa de N das leguminosas para as gramíneas, um processo que se intensifica à medida que as interações entre as espécies se consolidam (Homem *et al.*, 2024; Liu *et al.*, 2017). Em estudos realizados em pastagens de clima temperado, como o de Enriquez-Hidalgo *et al.* (2016), que investigaram a inclusão de trevo branco em um pasto de azevém perene, foi observada contribuição substancial das leguminosas para a produtividade do pasto. Nesse estudo, foi registrado aumento médio de 2800 kg MS ha⁻¹, independentemente do nível de adubação nitrogenada utilizado (0 a 240 kg N ha⁻¹ ano⁻¹), destacando o papel das leguminosas como fonte de N para o sistema. Por outro lado, outros estudos indicam que a contribuição das leguminosas pode variar dependendo de fatores como tipo de solo, intensidade de manejo e condições climáticas. Por exemplo, Homem *et al.* (2024) observaram que, em sistemas de pastagem em regiões subtropicais, as leguminosas podem produzir aproximadamente 80% da MS observada no pasto adubado, embora essa proporção apresente variações ao longo do ano devido a fatores de estresse climáticos que impactam a produtividade.

Os maiores teores de PB e menores teores de FDN e FDA observados na mistura binária em 2021 podem ser explicados pela proporção limitada de leguminosas na mistura do primeiro ano, a qual correspondia a cerca de 10% da MS total do pasto. Essa quantidade de leguminosas foi insuficiente para melhorar

significativamente a qualidade nutritiva da forragem, o que resultou em maior teor de fibra e menor proteína. Por outro lado, a adubação nitrogenada da mistura binária favoreceu a produção de biomassa rica em PB, visto que o N é um nutriente essencial para o crescimento e desenvolvimento de novas folhas, que são a fração da planta com maiores teores de PB. Esses resultados são consistentes com os relatados por Homem *et al.* (2021), que avaliaram o valor nutricional de gramíneas adubadas com N ou consorciada com leguminosas. O estudo revelou que a pastagem adubada com N apresentou maiores teores de PB e menores concentrações de FDN e FDA em comparação ao consórcio com leguminosas, o que corrobora os achados deste estudo.

No segundo ano, contudo, a mistura com leguminosas apresentou maiores teores de PB e menores teores de FDN e FDA. Nesse ano, a proporção das leguminosas na mistura aumentou consideravelmente, alcançando uma média 591 g kg⁻¹ MS. Leguminosas como trevo branco, por exemplo, possuem menores proporções de componentes estruturais da parede celular e maior teor de PB em comparação as gramíneas (Lüscher *et al.*, 2014), esse aumento na quantidade de leguminosas melhorou parâmetros qualitativos do pasto, o que reflete o impacto positivo da inclusão de leguminosas. Resultados semelhantes foram observados por Ribeiro Filho, Delagarde e Peyraud (2003), que encontraram, em um pasto misto de azevém perene e trevo branco (contendo 40% de trevo), uma média de 176 g kg⁻¹ MS de PB, 499 g kg⁻¹ MS de FDN e 264 g kg⁻¹ MS de FDA, reforçando a ideia de que a presença significativa de leguminosas melhoram a qualidade nutricional do pasto, principalmente pela redução das frações fibrosas e pelo aumento da PB. Além disso, a evolução da qualidade nutricional do pasto diverso ao longo do tempo reforça a ideia de que o efeito cumulativo das leguminosas sobre o solo e as gramíneas se torna mais evidente à medida que as leguminosas se estabelecem no sistema. Em pastagens recém-implantadas, a contribuição das leguminosas pode ser limitada, mas, com o tempo, sua presença favorece melhorias tanto na produção de MS total quanto na qualidade da forragem, criando um ecossistema forrageiro sustentável cujos benefícios tendem a se intensificar ao longo do tempo quando os desafios agrônômicos para a manutenção de elevadas proporções de leguminosas na pastagem são superados.

5.1.2 Efeito legado de pastos anuais de inverno sobre a cultura de verão

A semelhança na produção de MS do milho entre os tratamentos neste estudo pode ser atribuída, pelo menos parte, ao efeito legado da inclusão de leguminosas nas pastagens que antecederam a cultura de verão. Este resultado é confirmado em outros estudos, os quais demonstraram que os rendimentos das culturas subsequentes foram beneficiados pela presença de leguminosas na pastagem anterior (Fox *et al.*, 2020; Grange, Brophy, Fin, 2022; Hegewald *et al.*, 2018). Em particular, quando a proporção de leguminosas em uma pastagem mista foi de 30%, observou-se aumento tanto na produção de biomassa quanto no rendimento de grãos de milho cultivado em sucessão (He *et al.*, 2024). Os autores sugerem que esse efeito legado positivo pode ser explicado pela maior disponibilidade de nutrientes no solo, promovida pela fixação biológica de nitrogênio pelas leguminosas e pelo maior acúmulo de resíduos orgânicos provenientes dessas plantas. A concentração de amônio NH_4^+ , por exemplo, foi significativamente maior no tratamento com 30% de leguminosas, o que reflete a mineralização dos resíduos de biomassa, fornecendo N de forma mais acessível às culturas subsequentes (He *et al.*, 2024). Além disso, os autores relataram maior abundância de alguns microrganismos fúngicos no solo, os quais favorecem a ciclagem de nutrientes, particularmente o nitrogênio e o fósforo, o que pode ter favorecido o crescimento das plantas de milho. Esses resultados indicam que o uso de leguminosas nos pastos anuais de inverno não apenas mantém a qualidade da forragem durante a estação fria, mas também promove efeito legado benéfico no solo, que pode potencializar a produtividade das culturas de verão, como o milho.

A equivalência na qualidade nutricional do milho entre os tratamentos do presente estudo, pode, ao menos em parte, ser atribuída ao efeito legado da introdução de leguminosas nas pastagens de inverno. Embora a adubação nitrogenada tenha sido retirada e as leguminosas não estivessem presentes diretamente durante o cultivo do milho, o impacto residual das leguminosas no solo pode ter sido suficiente para manter a qualidade nutricional do milho destinado à silagem. Em um estudo sobre o efeito das leguminosas forrageiras na produção de biomassa da cultura subsequente, observou-se que as leguminosas não apenas aumentaram os rendimentos de MS, mas também elevaram significativamente o

aproveitamento de N, com valores médios de 138 kg N ha⁻¹ em comparação às monoculturas de outras plantas não leguminosas (Grange *et al.*, 2022). Esses resultados sugerem que as leguminosas, ao fixarem e acumularem N no solo, aumentam a disponibilidade desse nutriente para as culturas subsequentes. A maior concentração de N no solo, proporcionada pelas leguminosas, tende a refletir diretamente no aumento do teor de PB, visto que o N é um componente fundamental para a síntese de proteínas nas plantas (Santos; Pedroso, 2011). Dessa forma, mesmo sem a aplicação adicional de fertilizantes nitrogenados, o efeito residual das leguminosas foi suficiente para manter a qualidade nutricional do milho para silagem.

5.1.3 Efeito da introdução de leguminosas e retirada da adubação nitrogenada sobre as emissões de óxido nitroso

As maiores emissões de N₂O observadas na mistura binária neste estudo foram claramente influenciadas pela aplicação de fertilizantes nitrogenados. As emissões mais altas de N₂O ocorreram imediatamente após a fertilização e após eventos significativos de precipitação (Figura 4 e 5). Este comportamento é consistente com os achados de outros estudos, que indicam que os picos de emissão de N₂O em pastagens temperadas, adubadas com doses de até 200 kg de N ha⁻¹ ano⁻¹, ocorrem logo após a aplicação dos fertilizantes e mostram variações relacionadas à intensidade e à distribuição das precipitações (Cummins *et al.*, 2021; Liu *et al.*, 2015). Esses resultados podem ser explicados pelo fato de que, imediatamente após a aplicação do fertilizante nitrogenado, ocorre grande disponibilidade de N no solo. Essa alta disponibilidade de N, entretanto, pode exceder a capacidade de absorção das plantas, com subutilização do nutriente. Como consequência, o N excedente pode ser transformado no solo por processos como volatilização, nitrificação e desnitrificação.

A introdução de leguminosas nas pastagens, associada à retirada da adubação nitrogenada, reduziu em 97% as emissões de N₂O, tanto acumulada quanto na intensidade de N₂O. As maiores emissões de N₂O foram fortemente associadas à adubação nitrogenada na mistura binária, destacando o impacto direto do uso de fertilizantes sintéticos na emissão de N₂O para a atmosfera. A presença de leguminosas, particularmente em sistemas mistos com gramíneas, mostrou-se ferramenta eficaz para mitigar esse problema, oferecendo uma alternativa mais

sustentável à adubação nitrogenada convencional. Além disso, a fixação biológica de N pelas leguminosas é um processo que ocorre por meio da simbiose com bactérias do gênero *Rhizobium*, que convertem o N atmosférico em formas utilizáveis pelas plantas (Schulte *et al.*, 2021). Esse processo não só reduz a necessidade de fertilizantes N sintéticos, mas também resulta em liberação mais controlada e gradual de N no solo, o que pode reduzir as perdas de N na forma de N_2O (Liu *et al.*, 2017). Esses resultados são consistentes com os achados de Fuchs *et al.* (2018), ao comparar as emissões de N_2O em pastagem mista com a inclusão de trevo sem adubação nitrogenada em comparação com pastagem mista com aplicação anual de 240 kg N ha^{-1} . A emissão acumulada foi 47% menor no pasto com inclusão de leguminosas. Dessa forma, o uso de leguminosas como alternativa à adubação nitrogenada convencional não só resultou em redução das emissões de N_2O do solo, mas também contribuiu para o aumento da sustentabilidade dos ecossistemas forrageiros, ao eliminar uma fonte adicional de emissão de GEE associada à síntese, transporte e aplicação dos fertilizantes.

Embora alguns estudos na literatura geralmente sugiram que o aumento da proporção de leguminosas em pastos mistos resulte em maiores fluxos e emissão acumulada de N_2O (Bracken *et al.*, 2020; Cummins *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022), os resultados obtidos do presente estudo contradizem essa tendência. A maioria dos trabalhos revisados indicam aumento nas emissões de N_2O quando as leguminosas são introduzidas em proporções elevadas nas pastagens, especialmente em sistemas onde as leguminosas são cultivadas em monoculturas ou onde há aplicação mínima de $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ N ano}^{-1}$ (Bracken *et al.*, 2020; Cummins *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022). Em seu estudo, Bracken *et al.*, (2020) ressaltam que a aplicação de fertilizantes nitrogenados em dosséis forrageiros com elevadas proporções de leguminosas é uma prática de manejo inadequada, pois o N fornecido pelas leguminosas através da fixação biológica já é suficiente para sustentar a produção de MS. O N adicional aplicado como fertilizante sintético tende a ser subutilizado pelas plantas, ficando disponível no solo para perdas por volatilização e processos de nitrificação e desnitrificação.

Além disso, nos estudos onde foram observados aumentos das emissões acumuladas e do fluxo de N_2O em pastos com leguminosas, esse efeito foi geralmente compensado por maior produção de MS (Cummins *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022). Em

sistemas com leguminosas, embora as emissões de N_2O possam ser aumentadas em comparação com sistemas de monocultura, o aumento na produção de MS tende a reduzir a intensidade de emissão (kg CO_2 eq/ tonelada de MS). A maior produção de biomassa nos pastos com leguminosas ocorre pela melhor eficiência de utilização dos nutrientes (Lüscher *et al.*, 2014). Assim, a intensidade de emissão por unidade de produção, tende a ser menor em pastos mistos, mesmo quando as emissões acumuladas são mais altas (Cummins *et al.*, 2021; Li *et al.*, 2022).

6. CONCLUSÃO

Após dois anos consecutivos de inclusão de leguminosas forrageiras como fonte de adubação nitrogenada em pastagens durante a estação fria, os resultados deste estudo demonstram que as leguminosas foram eficazes em manter a produção de MS tanto nas pastagens quanto da cultura sucessora (milho para silagem). Além disso, a presença das leguminosas contribuiu para manutenção da qualidade nutricional do milho e melhorou a qualidade do pasto. Em termos ambientais, as leguminosas reduziram as emissões de N_2O , destacando seu potencial como alternativa sustentável para redução das emissões de gases de efeito estufa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAIKE, Hirotugu. A New Look at Statistical Model Identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, [s. l.], v. 19, n. 6, p. 716–723, 1974.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official Methods of Analysis**. 21. ed. Latimer GW: [s. n.], 2019.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analysis of the AOAC**. 17. ed. [S. l.: s. n.], 2000.

BATES, Douglas *et al.* Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, [s. l.], v. 67, n. 1, 2015.

BODDEY, R. M. *et al.* Forage legumes in grass pastures in tropical Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions: A review. **Grass and Forage Science**, [s. l.], v. 75, n. 4, p. 357–371, 2020.

BRACKEN, C. J. *et al.* Sward composition and soil moisture conditions affect nitrous oxide emissions and soil nitrogen dynamics following urea-nitrogen application. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 722, 2020.

CARDOSO G. E. *et al.* Effect of tannins from tropical plants on methane production from ruminants: A systematic review. **Veterinary and Animal Science**, [s. l.], v. 14, p. 100214, 2021. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2451943X21000491>

CHADWICK, D. R. *et al.* Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 65, n. 2, p. 295–307, 2014.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. [S. l.: s. n.], 2016.

CUMMINS, S. *et al.* Beneficial effects of multi-species mixtures on N₂O emissions from intensively managed grassland swards. **Science of The Total Environment**, [s. l.], v. 792, p. 148163, 2021. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721032344>.

DE KLEIN, C. A M *et al.* The effect of nitrogen concentration in synthetic cattle urine on nitrous oxide emissions. **Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 188, p. 85–92, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.020>. Acesso em: 19 abr. 2014.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

ENRIQUEZ-HIDALGO, D.; GILLILAND, T. J.; HENNESSY, D. Herbage and nitrogen yields, fixation and transfer by white clover to companion grasses in grazed swards under different rates of nitrogen fertilization. **Grass and Forage Science**, vol. 71, nº 4, p. 559–574, 2016. <https://doi.org/10.1111/gfs.12201>.

FOX, A. *et al.* Positive legacy effect of previous legume proportion in a ley on the performance of a following crop of *Lolium multiflorum*. **Plant and Soil**, vol. 447, nº 1–2, p. 497–506, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04403-4>.

FUCHS, K. *et al.* Management matters: Testing a mitigation strategy for nitrous oxide emissions using legumes on intensively managed grassland. **Biogeosciences**, [s. l.], v. 15, n. 18, p. 5519–5543, 2018.

GRANGE, G.; BROPHY, C.; FINN, J. A. Grassland legacy effects on yield of a follow-on crop in rotation strongly influenced by legume proportion and moderately by drought. **European Journal of Agronomy**, vol. 138, p. 126531, 2022. DOI 10.1016/j.eja.2022.126531.

GRANGE, G.; FINN, J. A.; BROPHY, C. Plant diversity enhanced yield and mitigated drought impacts in intensively managed grassland communities. **Journal of Applied Ecology**, vol. 58, nº 9, p. 1864–1875, 2021. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13894>.

HE, Y. *et al.* Positive legacy effects of grass-legume mixture leys on phosphorus uptake and yield of maize weaken over the growing season. **Field Crops Research**, [s. l.], v. 314, n. August 2023, p. 109434, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2024.109434>.

HEGEWALD, H. *et al.* Impacts of break crops and crop rotations on oilseed rape productivity: A review. **European Journal of Agronomy**, [s. l.], v. 101, n. August, p. 63–77, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.08.003>.

HOMEM, B. G. C. *et al.* Forage peanut legume as a strategy for improving beef production without increasing livestock greenhouse gas emissions. **Animal**, vol. 18, nº 5, p. 101158, 2024. DOI 10.1016/j.animal.2024.101158. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.animal.2024.101158>.

HOMEM, B. G. C. *et al.* Palisadegrass pastures with or without nitrogen or mixed with forage peanut grazed to a similar target canopy height. 1. Effects on herbage mass, canopy structure and forage nutritive value. **Grass and Forage Science**, vol. 76, nº 3, p. 400–412, 2021. <https://doi.org/10.1111/gfs.12532>.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais Climatológicas (1991-2020)**. In: LAGES-SC [Internet]. [S.l.], 2022. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 3 nov. 2024.

JARAMILLO, D. M. *et al.* Water footprint, herbage, and livestock responses for nitrogen-fertilized grass and grass–legume grazing systems. **Crop Science**, vol. 61, nº 5, p. 3844–3858, 2021. <https://doi.org/10.1002/csc2.20568>.

LI, G. D. *et al.* Perennial pastures reduce nitrous oxide emissions in mixed farming systems in a semi-arid environment. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 834, n. November 2021, p. 155304, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155304>.

LIU, X. *et al.* Response of N₂O emission to water and nitrogen addition in temperate typical steppe soil in Inner Mongolia, China. **Soil and Tillage Research**, [s. l.], v. 151, p. 9–17, 2015. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2015.01.008>.

LIU, Z. *et al.* Ammonia and methane emission factors from cattle operations expressed as losses of dietary nutrients or energy. **Agriculture (Switzerland)**, vol. 7, nº 3, p. 1–12, 2017. <https://doi.org/10.3390/agriculture7030016>.

LÜSHER, A. *et al.* Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: A review. **Grass and Forage Science**, vol. 69, nº 2, p. 206–228, 2014. <https://doi.org/10.1111/gfs.12124>.

MERTENS, D. R. *et al.* Gravimetric determination of amylase-treated neutral detergent fiber in feeds with refluxing in beakers or crucibles: Collaborative study. **Journal of AOAC International**, v. 85, n. 6, p. 1217–1240, 2002.

ORTEGA, F. *et al.* Persistence and yield stability of temperate grassland legumes for sustainable animal production. In: A. Marshall & R. Collins (Eds.): **Improving grassland and pasture management in temperate agriculture**. [S. l.]: Burleigh Dodds Science Publishing, 2019. p. 219–235.

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**, vol. 77, nº 3, p. 499–510, 2003. <https://doi.org/10.1017/s1357729800054448>.

SANTOS, F. A. P.; PEDROSO, A. M. Metabolismo de proteínas. In: BERCHIELLI, T. T.; PIRES, A. V.; OLIVEIRA, S. G. **Nutrição de ruminantes**. 2. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2011. p. 265-292.

SCHULTE, C. C. M. *et al.* Metabolic control of nitrogen fixation in rhizobium-legume symbioses. **Science Advances**, [s. l.], v. 7, n. 31, p. 1–13, 2021.

SHUKLA, P. R. *et al.* Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. 2019.

TEAM, R Core. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing. [S. l.: s. n.], 2021.

CAPÍTULO III

**PRODUÇÃO DE MATÉRIA SECA, RENDIMENTO DE GRÃOS E EMISSÃO DE
ÓXIDO NITROSO EM PASTOS DE AZEVÉM ANUAL E MILHO ADUBADOS COM
FONTES DE N**

1 INTRODUÇÃO

O óxido nitroso (N_2O) é um gás de efeito estufa com potencial de aquecimento global até 265 vezes maior que o dióxido de carbono (Cummins *et al.*, 2021). Sua emissão para a atmosfera ocorre predominantemente nos solos agrícolas, sendo gerada principalmente por processos microbiológicos de nitrificação e desnitrificação. Esses processos podem ser significativamente impulsionados por altas taxas de fertilização nitrogenada, especialmente em sistemas produtivos que dependem do uso intensivo de fertilizantes (Krol *et al.*, 2020)

Nos sistemas pecuários, há uma demanda relativamente alta de nitrogênio (N). O uso desses fertilizantes nitrogenados visa garantir a elevada produtividade das pastagens durante o inverno e de culturas como o milho para silagem durante o verão (Guardia *et al.*, 2017; Grange *et al.*, 2021). Assim, os sistemas de produção animal apresentam alto potencial de perdas de N para a atmosfera, principalmente por volatilização de amônia, lixiviação de nitrato e emissão de gases como o N_2O . Melhorar a eficiência no uso desses fertilizantes e garantir o suprimento de alimentos para uma sociedade em constante crescimento parecer ser um dos principais desafios enfrentados pelos sistemas agrícolas contemporâneos.

Dada a alta demanda por N e o impacto das perdas para a atmosfera, o uso de fertilizantes de eficiência aprimorada (FEAs) tem se mostrado uma alternativa promissora para reduzir as perdas de N nos sistemas agrícolas (Timilsena *et al.*, 2014). Esses fertilizantes foram desenvolvidos para mitigar as perdas de N para atmosfera e o ambiente, ao mesmo tempo em que aumentam a disponibilidade desse nutriente para as plantas, refletindo diretamente em melhores produtividades (Timilsena *et al.*, 2014; Ribeiro *et al.*, 2020). A ureia tratada com o inibidor de urease NBPT (N-(n-butyl) thiophosphoric triamide) é um dos FEAs mais utilizados. Esse inibidor retarda a hidrólise da ureia para amônio (NH_4^+), inibindo a ação hidrolítica da enzima urease no solo e, conseqüentemente, diminuindo as zonas com alta concentração de NH_4^+ , que favorecem tanto as perdas por volatilização de amônia (NH_3) quanto a formação de N_2O (Harty *et al.*, 2016).

Os benefícios dessa tecnologia para reduzir as perdas por volatilização de NH_3 já são bem estabelecidos. No entanto, os efeitos da ureia + NBPT sobre as emissões de N_2O ainda são controversos. Estudos têm demonstrado resultados conflitantes,

com alguns indicando redução nas emissões de N_2O (Ribeiro *et al.*, 2020; Besen *et al.*, 2021), enquanto outros não observaram diferenças significativas. Além disso, Besen *et al.* (2021) destacam que a eficácia da ureia + NBPT pode ser comprometida em condições de altas temperaturas e elevada umidade do solo, o que pode favorecer a degradação acelerada do inibidor de urease. Esses efeitos foram pouco investigados em solos tropicais e subtropicais, o que ressalta a necessidade de mais estudos para avaliar o impacto da ureia + NBPT nas emissões de N_2O em diferentes condições climáticas e tipos de solo, especialmente em pastagens e na cultura do milho, onde as perdas de N são particularmente relevantes.

Nesse contexto, hipotetizamos que o uso de ureia + NBPT pode mitigar as emissões de N_2O e manter a produtividade das pastagens no inverno e rendimento do milho no verão. O objetivo deste estudo foi avaliar a emissão acumulada de N_2O e a produção das plantas em resposta a fontes de N em um clima subtropical na região serrana de Santa Catarina.

7 MATERIAL E MÉTODOS

7.1 Área experimental

O experimento foi conduzido em Lages, SC, Brasil (50,18° W, 27,47° S; 920 m acima do nível do mar) de 2022 a 2024. Segundo a classificação de Koppen, o clima da região é mesotérmico úmido com verões amenos (Cfb), a temperatura média anual é de 16,1 °C e precipitação média de 1782 mm por ano (INMET, 2021). O solo predominante é classificado como Cambissolo Húmico Alumínico Léptico (Embrapa, 2011). Os dados meteorológicos foram coletados na estação meteorológica automática localizada a 1 km do experimento e estão apresentados na Figura 9.

No início do experimento, em maio de 2022, a área experimental apresentava os seguintes atributos químicos do solo na camada de 0-20 cm: pH = 5,2; MO = 1,63%; CTC pH 7,0 = 13,56 cmolc/dm³; P = 10,8 mg/dm³; K = 165,3 mg/dm³. As análises de solo foram conduzidas em 2022 e a fertilização foi definida utilizando o Manual de Calagem e Adubação para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina, Brasil (Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2016).

7.2 Tratamentos

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados com quatro repetições. Os tratamentos foram: uma mistura binária de centeio (*Secale cereale*) + azevém (*Lolium multiflorum* L.), sem adubação nitrogenada (Controle) e mistura binária de centeio + azevém, com adubação nitrogenada (155 kg ha^{-1}) em diferentes formas (nitrato de amônio, ureia comum e Ureia + NBPT). Todas as pastagens foram seguidas de cultura de milho (*Zea mays*) para grãos, estabelecido em parcelas de 50 m^2 , com adubação nitrogenada (180 kg ha^{-1}) utilizando as mesmas fontes de N usadas no pasto. A adubação nitrogenada no milho foi realizada em uma única aplicação em V6. A pastagem foi implantada com a semeadura de azevém em linha, com densidade de 25 kg ha^{-1} . O milho foi semeado em plantio direto, com espaçamento de 0,45 m entre linhas.

7.3 Avaliações nas pastagens

Em 2022, todos os tratamentos foram cortados mecanicamente a 5 cm acima do nível do solo quando atingiram a altura de 20 a 25 cm. As pastagens foram colhidas mecanicamente, a fim de simular a desfolha para produção de pré-secado. As alturas do pasto, tanto pré quanto pós-desfolha, foram medidas utilizando bastão graduado (sward stick) de 0,5 m, calculando a média do primeiro contato de 9 leituras feitas aleatoriamente em cada unidade experimental. Em 2023, todos os tratamentos foram cortados mecanicamente a 5 cm acima do nível do solo ao final da fase vegetativa da pastagem.

Em 2022 a biomassa da forragem foi medida antes e depois de cada corte em dois quadrados de $0,24 \text{ m}^2$ ($0,8 \times 0,3 \text{ m}$) por unidade experimental. Os quadrados foram cortados no nível do solo com tesouras, e amostras individuais foram secas em estufa a 60°C por 72 h. A taxa de acúmulo de matéria seca (MS) foi calculada como a diferença entre a massa de forragem pré-desfolha e a massa pós-desfolha anterior, dividida pelo número de dias entre cada evento de colheita. A produção total de MS de forragem foi determinada somando-se a primeira massa de forragem pré-desfolha à taxa de acúmulo de MS ao longo da estação de crescimento da forragem. A composição química foi determinada ao longo das estações em amostras de pastagem coletadas manualmente. Em 2023 a produção total de MS foi determinada através do corte da massa de forragem ao final do período vegetativo do pasto.

7.4 Avaliações na cultura de verão (milho para grãos)

O milho para grãos foi avaliado nas safras de 2022/2023 e 2023/2024. Para isso, foram utilizados os híbridos DKB 230 PRO3 e DKB 230 PRO4, respectivamente. A semeadura foi realizada visando obter uma população de 80 mil plantas por hectare. O rendimento de grãos foi avaliado pela debulha manual das espigas das duas linhas centrais de cada parcela, desprezando-se 1m de cada extremidade. Os grãos foram pesados e transformados em kg ha⁻¹ (13% de umidade). Adicionalmente, seis plantas externas as duas linhas centrais foram cortadas 20 cm acima do nível do solo quando as plantas atingiram o estágio de maturação fisiológica. As plantas foram pesadas e posteriormente trituradas em moinho com peneira de 5 cm. Uma amostra por parcela foi seca em estufa a 60 °C por 72 h para determinar o teor de MS e o teor de N total da planta. A eficiência do N aplicado como diferentes fontes foi avaliada pela taxa de N aplicada que foi recuperada pelo milho, de acordo com a seguinte equação:

$$\text{Eficiência de N (\%)} = \frac{(\text{acúmulo de N com adubação} - \text{acúmulo de N sem adubação})}{(\text{Taxa de aplicação de N}) \times 100} \quad (2)$$

7.5 Emissões de N₂O

Os fluxos de N₂O foram medidos usando a técnica de câmara estática fechada (Chadwick *et al.*, 2014). Após a fertilização com nitrogênio (N), as emissões de N₂O foram amostradas três vezes por semana durante as três semanas iniciais, duas vezes por semana nas três semanas subsequentes e uma vez por semana durante o restante do período experimental. A câmara consistia em uma base de alumínio (0,0491 m²) inserida no solo a uma profundidade de pelo menos 5 cm, com uma tampa de PVC correspondente, de 0,3 m de altura. As bases foram instaladas pelo menos 3 dias antes do experimento e permaneceram na posição durante todo o estudo.

Antes de cada amostra de ar ser coletada, o ar do espaço livre foi homogeneizado com um ventilador de 12 V, e a temperatura interna foi medida. As amostragens começaram às 9h após o fechamento da câmara, com amostras subsequentes coletadas em 0 min, 15 min, 30 min e 45 min. Cada amostra consistiu em 20 mL de ar aspirado através de um septo de borracha usando seringa de polipropileno de 20 mL. Posteriormente, as amostras de ar foram então injetadas em

frascos de vidro de septo com tampa de rosca de 12,5 ml pré-evacuados (a – 1000 mbar) e despachados por correio expresso para o laboratório de solos (UFRGS).

Os fluxos horários de N₂O foram calculados com base na mudança na concentração de N₂O dentro da câmara durante o período de medição, usando a seguinte equação:

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{V_m} \quad (3)$$

Onde:

ΔC = mudança na concentração de gás na câmara durante o período de fechamento, Δt = período de fechamento, V = volume do espaço livre da câmara, A = área do solo coberta pela câmara, m = peso molar de N em N₂O, e V_m = o volume molar de gás na temperatura de amostragem.

As emissões horárias de N₂O foram consideradas representativas das emissões médias diárias. As emissões cumulativas totais para cada tratamento foram obtidas por interpolação linear das emissões diárias entre as datas de amostragem (De Klein *et al.*, 2014). A intensidade de emissão de N₂O foi calculada dividindo-se a emissão acumulada (kg N-N₂O ha⁻¹) pela produtividade de MS (Mg ha⁻¹) corrigidos para kg CO₂ equivalente (CO_{2e}) / Mg ha⁻¹.

7.6 Análises químicas

O teor de matéria seca foi determinado pela secagem das amostras a 105 °C por 24 h (method 950.15, AOAC, 2000). As cinzas foram medidas por combustão em forno mufla a 550 °C por 4 h (method 942.05, AOAC, 2000), e a matéria orgânica (MO) foi quantificada com base na diferença de massa. O teor de proteína bruta (PB) foi medido pela determinação do nitrogênio total usando a combustão Dumas (N×6.25; method 968.06, AOAC, 2019) com equipamento Leco FP 528 (LC, Leco Corporation, MI, USA). A fibra em detergente neutro (FDN) foi determinada de acordo com Mertens *et al.* (2002), exceto que as amostras foram pesadas em sacos de filtro e tratadas com detergente neutro usando um sistema ANKOM A220 (ANKOM Technology, NY, USA). Esta análise incluiu uma α -amilase estável ao calor e cinzas residuais, mas não incluiu sulfito de sódio. A fibra em detergente ácido (FDA) foi analisada de acordo com o método 973.18 do AOAC, 2019.

As concentrações de N₂O foram analisadas em cromatógrafo gasoso (GC-Shimadzu 14A), equipado com coluna Hayesep D de 4,5 m, ajustada em temperatura

de 80 °C, com N₂ como gás de arraste em fluxo de 25 mL min⁻¹, temperatura do injetor de 250 °C e detector de captura de elétrons (ECD) em temperatura de 325 °C.

7.7 Análise estatística

A análise de dados foi conduzida usando o programa estatístico R (Team, 2021), com análise de variância realizada empregando modelos mistos do pacote lme4 (Bates *et al.*, 2015). Foram analisados o rendimento de grãos do milho, a eficiência de uso do N, a produtividade de MS dos pastos e a sua composição química usando o seguinte modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + T_j + B_k + \epsilon_{ijk}, \text{ onde:}$$

μ = representa a média geral de todos os tratamentos, T_j = indica o efeito fixo de tratamento, B_k = denota o efeito aleatório do bloco, e ϵ_{ijk} = representa o erro experimental.

A altura dos pastos e a biomassa antes e após cada corte, a taxa de acúmulo de MS e a composição química do pasto foram agrupadas por estação do ano (inverno e verão) e analisadas usando o modelo:

$$Y_{ijk} = \mu + T_j + B_k + S_l(j) + T_j S_l + \epsilon_{ijk}, \text{ onde:}$$

μ = representa a média geral de todos os tratamentos, T_j = indica o efeito fixo de tratamento, $S_l(j)$ = representa o efeito fixo da estação, $T_j S_l$ = é o efeito da interação tratamento × estação, e o ϵ_{ijk} = representa o erro experimental.

Para analisar a emissão acumulada e a intensidade de emissão, foi considerado apenas o efeito aleatório do bloco e o efeito fixo do tratamento.

O melhor modelo foi selecionado com base no critério de informação de Akaike (Akaike, 1974). As médias dos mínimos quadrados foram consideradas significativamente diferentes se $P < 0,05$.

8 RESULTADOS

A temperatura média durante o período experimental (abril/2022 a março/2024) variou de variou de 12,30 a 20,6 °C, com média de 17,9 °C (Fig. 8). A precipitação acumulada anual para 2022, 2023 e 2024 (jan-abr) foi de 556, 2044 e 690 mm, respectivamente.

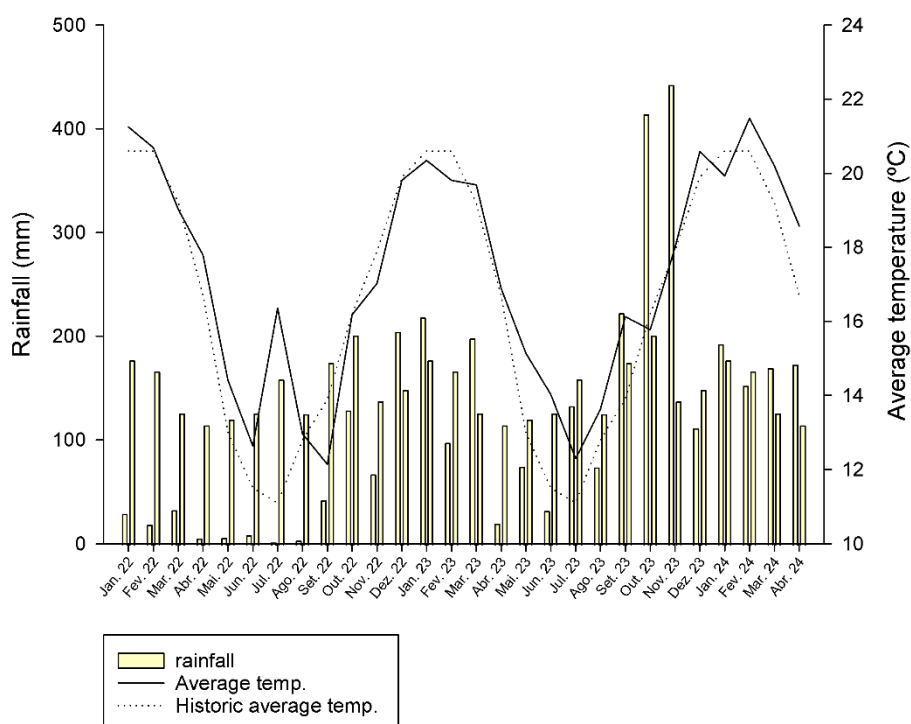


Figura 9 – Média mensal das condições climáticas durante os anos de estudo (abr. 2022 – abr. 2024) em relação aos valores médios de longo prazo de precipitação e temperatura em Lages, Santa Catarina, Brasil.

8.1 Produção de forragem

A produção anual de matéria seca (MS) de forragem em 2022 foi superior ($P < 0,01$) nos tratamentos que receberam adubação nitrogenada em comparação ao tratamento controle (Fig. 10A). Durante o inverno, a biomassa pré-desfolha foi aumentada em 493 kg ha^{-1} , e a taxa de acúmulo foi 59% maior na mistura binária + nitrato em comparação aos demais tratamentos (interação tratamento \times estação: $P < 0,002$) (Tabela 5). O teor de PB durante o inverno foi semelhante entre os tratamentos, exceto para o controle (interação tratamento \times estação: $P < 0,001$). Durante a

primavera, os teores de FDN e FDA foram superiores em comparação ao inverno ($P < 0,001$), com média de 522 g kg de MS, e 263 g/kg, respectivamente. Os teores de FDN e FDA foram semelhantes entre tratamentos com médias 505 g kg⁻¹ MS e 252 g kg⁻¹ MS, respectivamente.

Em 2023, a produção anual de MS de forragem foi maior na mistura binária + nitrato de amônio, com média de 5494 kg MS ha⁻¹. Os demais tratamentos, ureia comum e ureia + NBPT, apresentaram valores intermediários, com média de 4591 kg MS ha⁻¹, enquanto o controle teve a menor produção, com 2788 kg MS ha⁻¹ (Fig. 10 B).

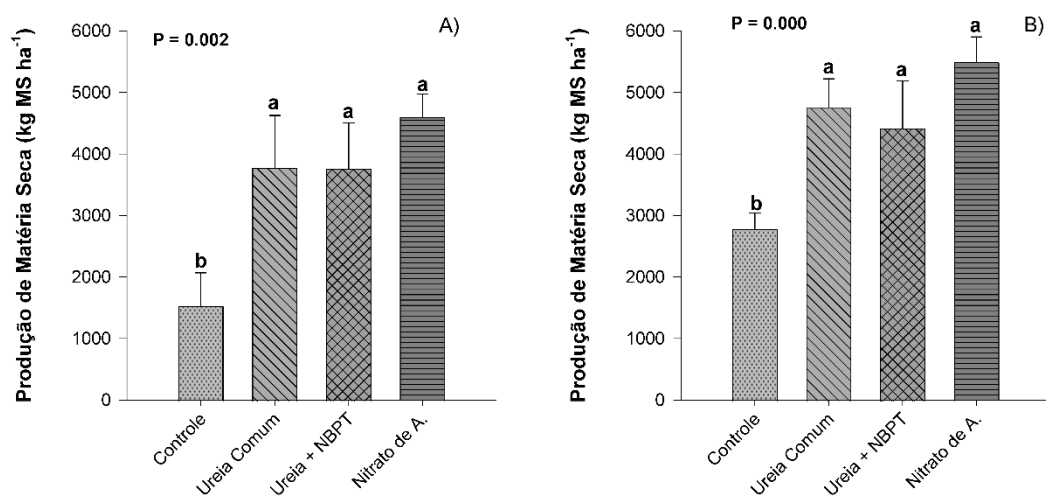


Figura 10 – Produção de matéria seca total pastagem com mistura binária adubada com fontes de N 2022 (A) e 2023 (B).

Tabela 12 – Características de forragem e composição química de mistura binária adubada com fontes de N em 2022

Item	Tratamentos				Estação		SE	P-valor		
	Controle	Ureia	U + NBPT	Nitrato	Inverno	Primavera		Tratamento	Estação	Trat. × Est.
Biomassa pré-desfolha	689	1096	1258	1383	1300	913	111,7	0,002	0,002	0,031
Biomassa pós-desfolha	296	693	910	642	710	560	96,9	<0,001	0,329	0,006
Taxa de acúmulo de MS	13,7	21,8	23,4	25,4	22,8	19,3	1,96	0,003	0,084	0,000
Comp. Química g (kg MS) ⁻¹										
Matéria seca g kg ⁻¹	171	150	148	140	138	166	5,8	0,002	<0,001	0,011
Matéria orgânica	913 A	892 B	900 B	888 B	897	900	5,5	<0,001	0,483	0,500
Proteína Bruta	137	163	185	181	208	125	8,6	0,002	<0,001	0,001
Fibra em detergente neutro	515	498	508	501	490 B	522 A	9,1	0,383	<0,001	0,600
Fibra em detergente ácido	254	252	254	251	242 B	263 A	7,2	0,955	<0,001	0,460

Médias seguidas de letras distintas na linha indicam diferença estatísticas entre si pelo Teste de Tukey;

Tabela 13 – Características de forragem de mistura binária adubada com fontes de N mensuradas em estações de 2022

Tratamentos	Biomassa Pré-desfolha		Biomassa pós-desfolha		Taxa de acúmulo MS	
	Inverno	Primavera	Inverno	Primavera	Inverno	Primavera
Controle	552 b	826	372 b	220 b	5,9 b	21,3
Ureia	1414 a	778	486 ab	900 a	26,8 a	16,7
U + NBPT	1565 a	951	744 a	1075 a	26,9 a	19,7
Nitrato	1670 a	1096	638 a	645 a	31,6 a	19,1
p-valor	0,022		0,006		0,000	
SE	157		167		2,84	

Médias seguidas de letras distintas na coluna indicam diferença estatísticas entre si pelo Teste de Tukey;

Tabela 14 – Proteína bruta de forragem de mistura binária adubada com fontes de N mensurada em estações de 2022

Tratamentos	Proteína bruta g/kg MS	
	Inverno	Primavera
Controle	149 b	126 b
Ureia	202 a	124 b
U + NBPT	243 a	128 b
Nitrato	239 a	122 b
p-valor	0,001	
SE	11,7	

Médias seguidas de letras distintas na coluna indicam diferença estatísticas entre si pelo Teste de Tukey;

8.2 Produção de milho

Na safra 2022/2023, o rendimento de grãos não apresentou diferença estatística (Fig. 11 A), exceto para o controle, que teve rendimento médio de 5.640 kg ha⁻¹. Os tratamentos com nitrato e ureia comum, por sua vez, alcançaram rendimentos médios de 7.861 kg ha⁻¹ e não diferiram da Ureia + NBPT. A eficiência de recuperação do N aplicado foi similar entre as fontes de N aplicadas (p = 0,804, Fig. 12 A).

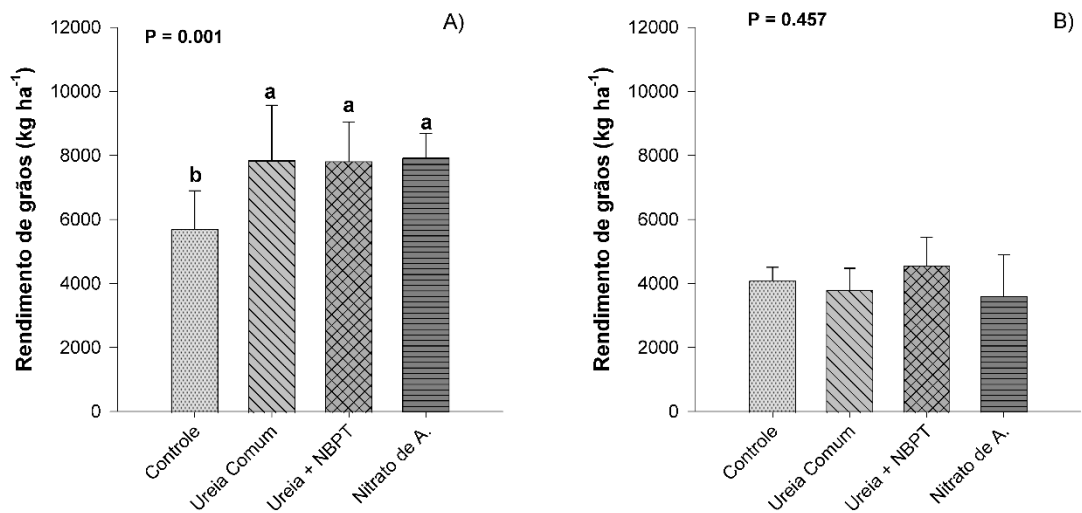


Figura 11 - Rendimento de grãos de milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com fontes de N e controle sem N nas safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B)

Na safra 2023/2024, tanto o rendimento de grãos de milho quanto a eficiência do N aplicado foram similares entre os tratamentos, com médias de 4025 kg ha⁻¹ e 32 %, respectivamente (Fig. 11 B, 12 B).

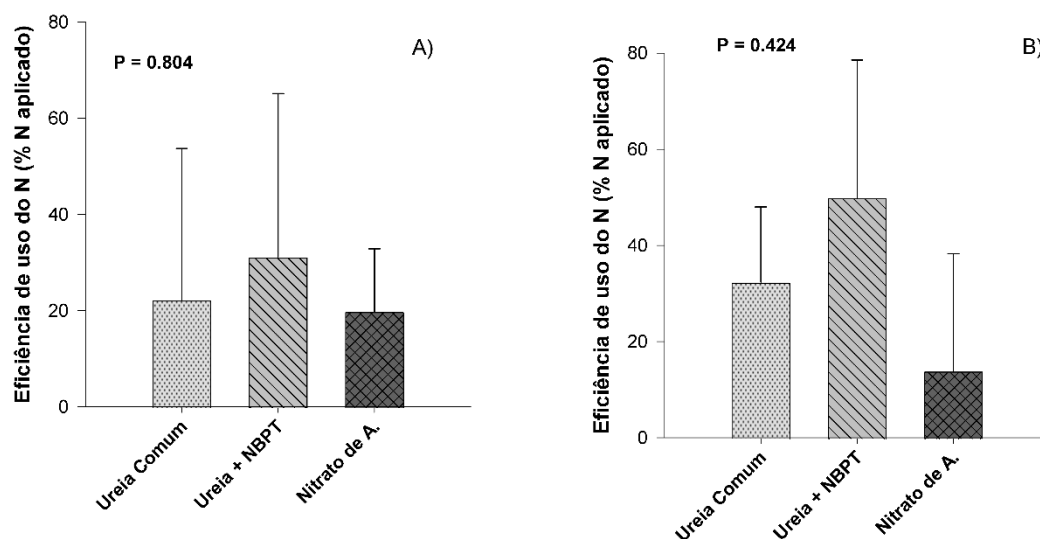


Figura 12 - Eficiência de recuperação do N aplicado em milho adubado com fontes de N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B);

8.3 Emissões de N_2O na pastagem

Em 2022, a emissão acumulada e a intensidade de emissão foram aumentadas no tratamento com ureia + NBPT e ureia comum ($P < 0,001$; Figura 15 A e 17 A), em comparação com os demais tratamentos. Além disso, o fator de emissão foi significativamente maior para ureia comum e ureia + NBPT, com médias de 4,07 e 3,89%, respectivamente (Fig 16 A).

Em 2023, a emissão acumulada e a intensidade de emissão foram significativamente maiores no nitrato de amônio e ureia + NBPT ($P < 0,001$; Figura 15 B e 17 B). Da mesma forma, o fator de emissão foi superior para o nitrato, diferindo estatisticamente da ureia comum ($P < 0,03$, Fig. 16 B).

8.4 Emissões de N_2O no milho

Na safra de 2022/2023, os tratamentos nitrato (3,41 kg N- N_2O) e ureia comum (3,31 kg N- N_2O) apresentaram as maiores emissões acumuladas de N_2O , seguidos pelo tratamento ureia + NBPT (Fig 20 A). O tratamento controle teve o menor acúmulo, com média de 0,35 kg N- N_2O . O fator de emissão e a intensidade de emissão foram similares entre os tratamentos que receberam adubação nitrogenada (Fig. 21 A e 22 A).

Na safra 2023/202, a emissão acumulada de N_2O , o fator de emissão e a intensidade de emissão foram superiores no tratamento que recebeu nitrato em comparação aos demais, com médias de 6,12 kg N- N_2O , 5,8% e 706,6 kg CO₂eq/ton grãos de milho, respectivamente (Fig 20 B, 21 B e 22B).

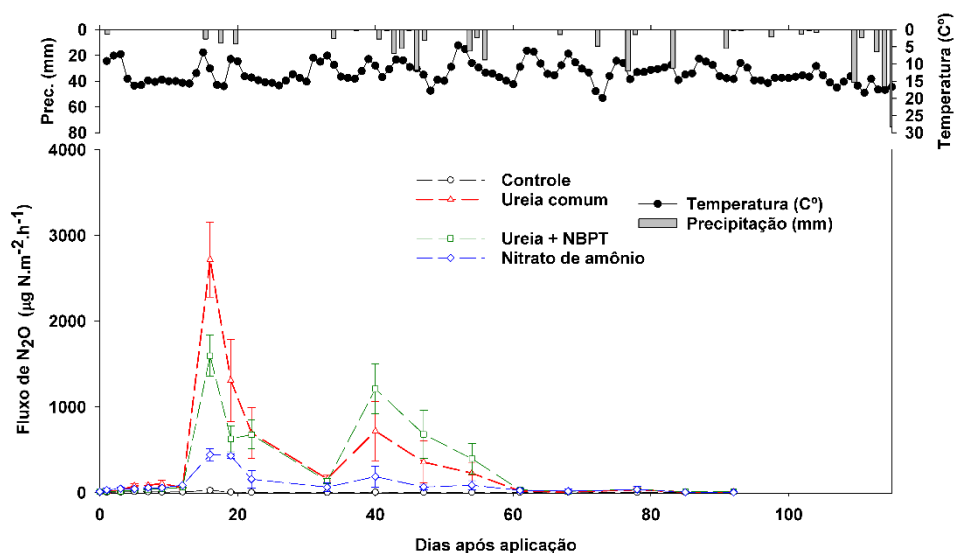


Figura 13 – Fluxo de emissão de N_2O em pastos com mistura binária adubada com fontes de N e pasto diverso sem N, inverno/primavera 2022

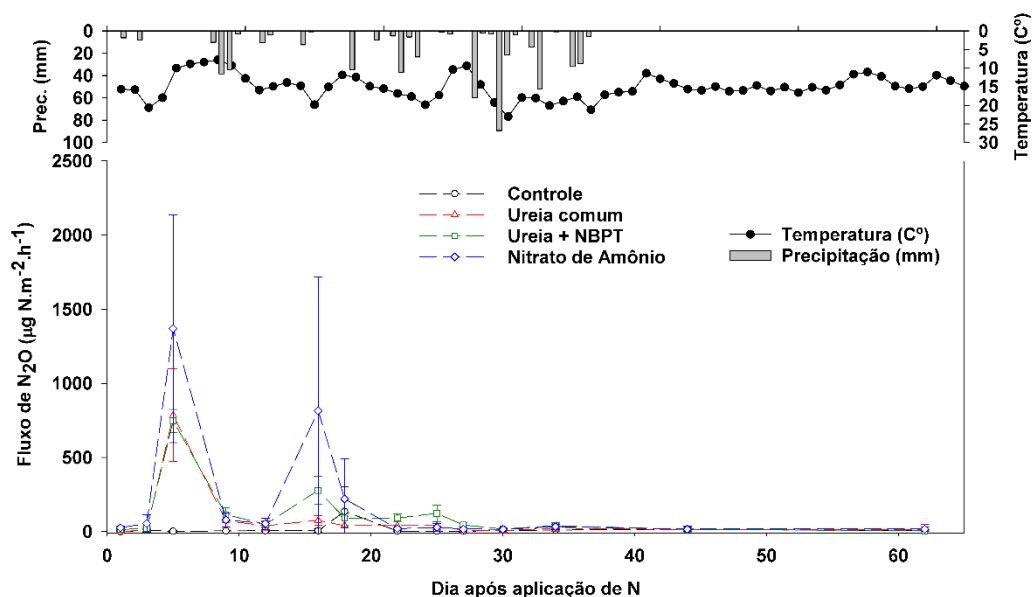


Figura 14 – Fluxo de emissão de N_2O em pastos com mistura binária adubada com fontes de N e pasto diverso sem N, inverno/primavera 2023

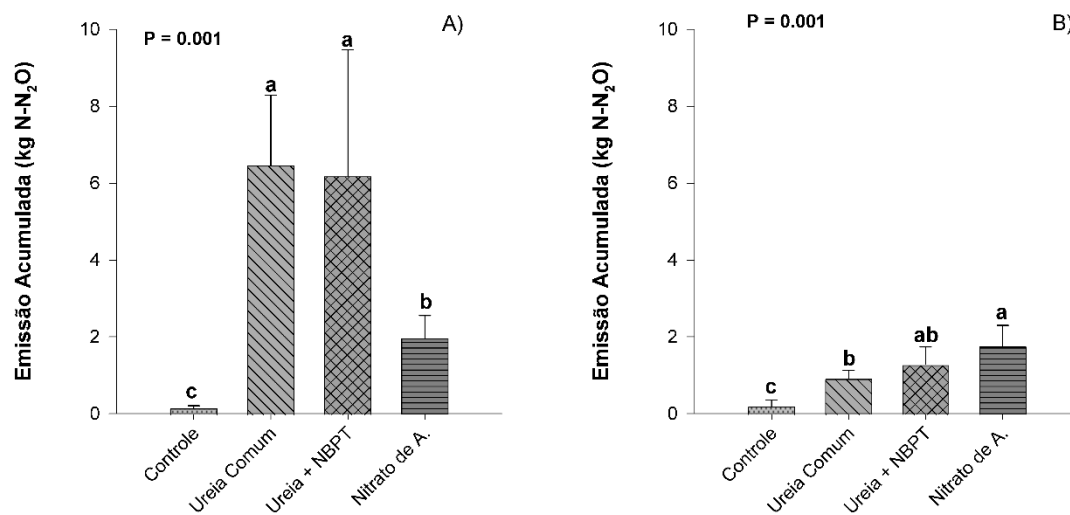


Figura 15 - Emissão acumulada de N_2O em pastos com mistura binária adubada com diferentes fontes de N 2022 (A) e 2023 (B)

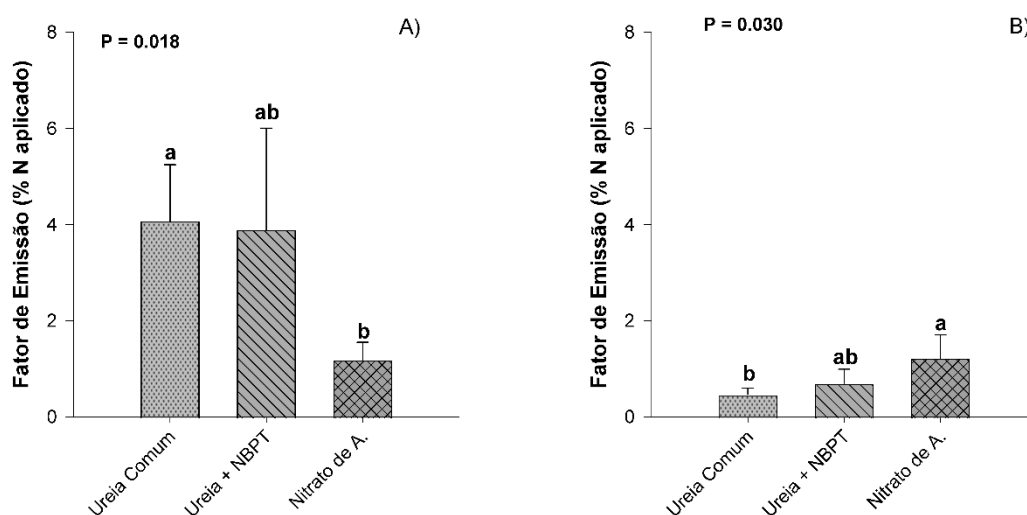


Figura 16 - Fator de emissão de N_2O em pastos com mistura binária adubada com diferentes fontes de N e pasto diverso sem N 2022 (A) e 2023 (B)

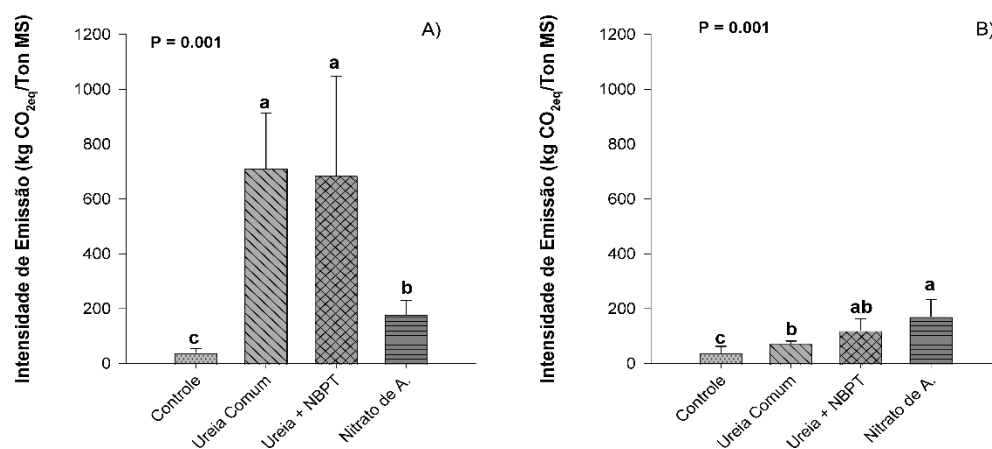


Figura 17 - Intensidade de emissão de N_2O em pastos com mistura binária adubada com diferentes fontes de N 2022 (A) e 2023 (B)

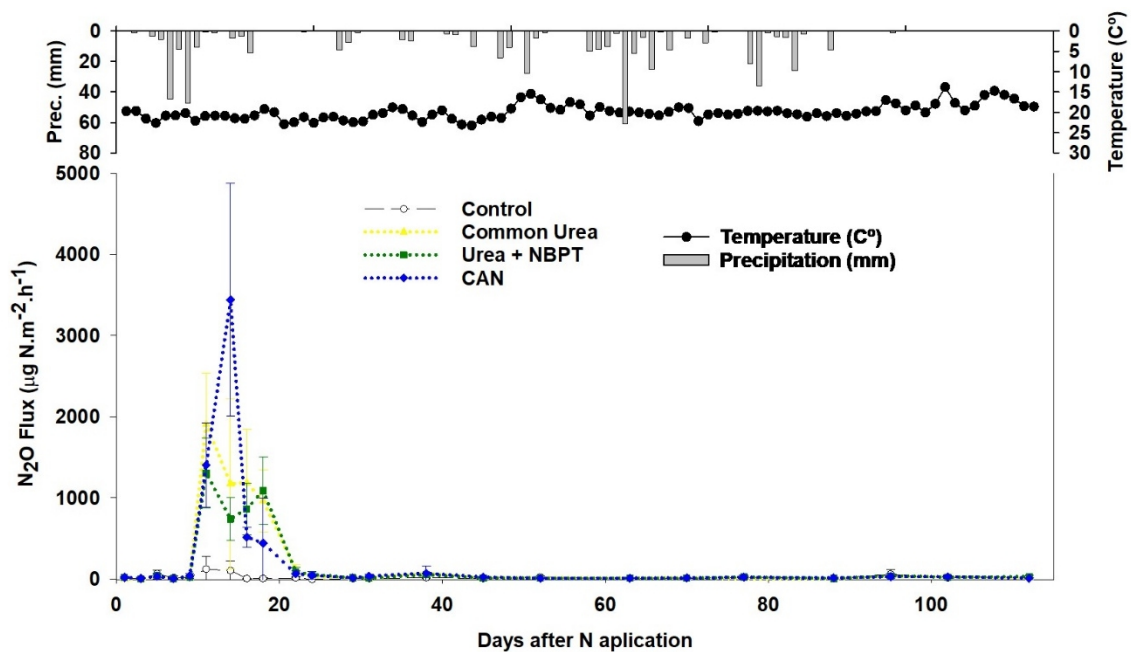


Figura 18 - Fluxo de emissão de N₂O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safra 2022/2023

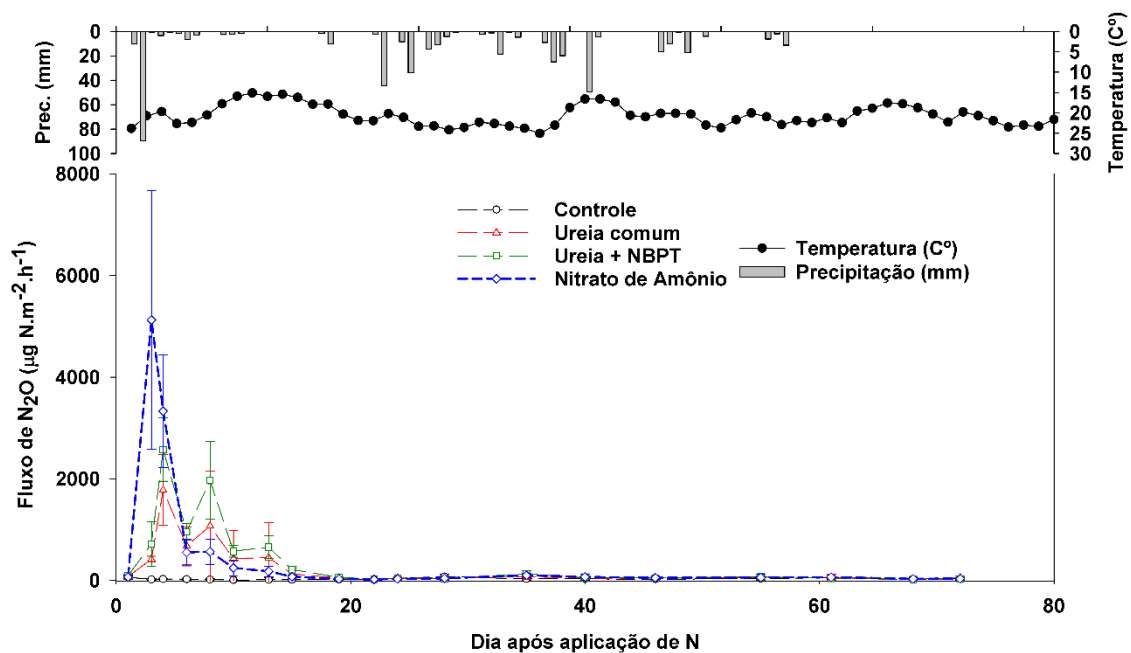


Figura 19 - Fluxo de emissão de N₂O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safra 2023/2024

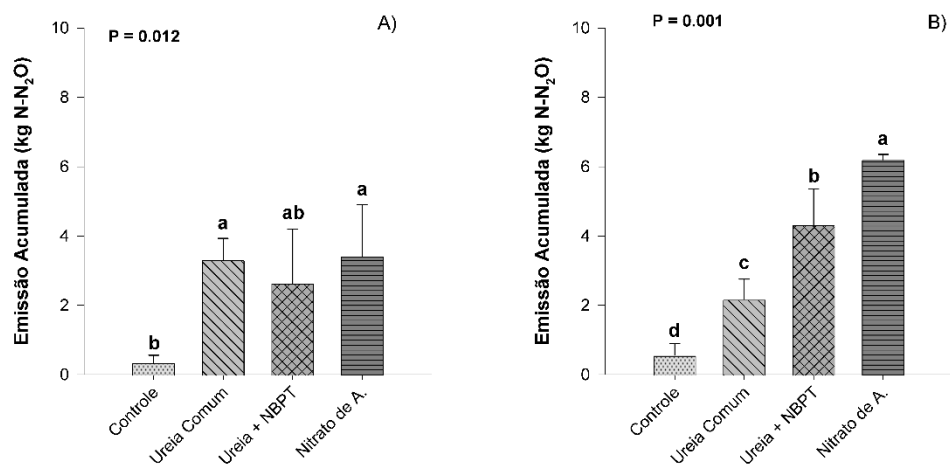


Figura 20 - Emissão acumulada de N_2O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B)

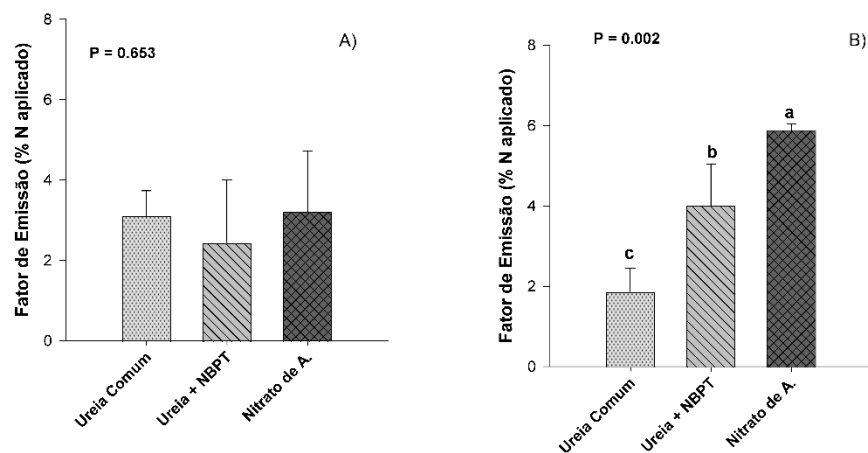


Figura 21 - Fator de emissão de N_2O de milho de N_2O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B)

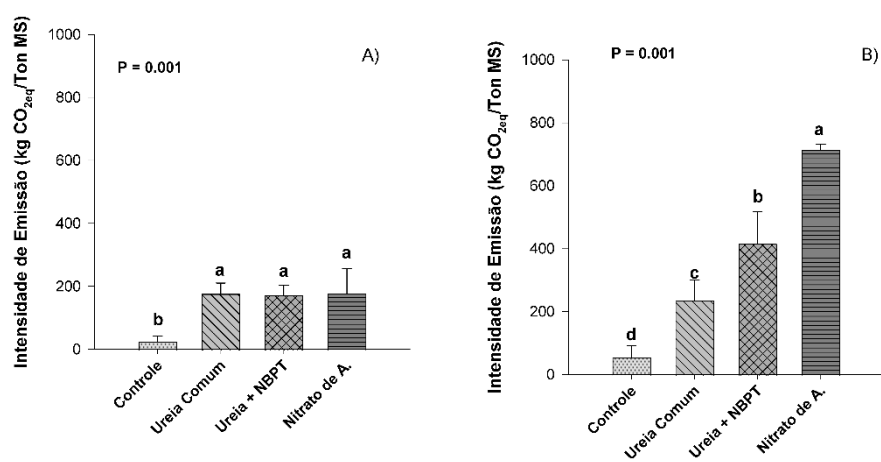


Figura 22 - Intensidade de emissão de N_2O em milho cultivado em áreas previamente semeadas com pastagens mistas com ou sem N, safras 2022/2023 (A) e 2023/2024 (B)

9 DISCUSSÃO

9.1.1 Efeito de fontes de N sobre a produção e a composição química da forragem

Embora os fertilizantes utilizados tenham aumentado significativamente a produção de MS em comparação ao tratamento controle, a inexistência de diferença entre eles pode ser considerada, ao menos parcialmente, inesperada uma vez que a literatura aponta, em alguns estudos, que a aplicação de fontes de N com inibidores de urease, como a ureia + NBPT, pode aumentar a produtividade da forragem. Por exemplo, Krol *et al.* (2020), observaram aumento médio de 10,34% na produtividade de azevém perene adubado com ureia + NBPT em comparação ao azevém adubado com ureia comum e nitrato de amônio. Os autores atribuíram esse aumento à redução das perdas de amônia da ureia devido ao efeito do NBPT, melhorando a eficiência do uso do N e, conseqüentemente a produtividade.

No entanto, resultados semelhantes aos encontrados em nosso estudo também foram reportados por outros pesquisadores. Carswell *et al.* (2019) e Harty *et al.* (2017), não observaram efeito significativo das fontes de N (ureia comum, ureia + NBPT e nitrato de amônio) na produção de MS e na qualidade nutritiva de azevém perene, apesar da redução nas perdas de amônia com o uso da ureia + NBPT e nitrato de amônio. Esses estudos sugerem que outros fatores, como a dose de N aplicado, a interação das condições climáticas e o manejo do solo, podem ter impacto mais significativo na produtividade e qualidade da forragem do que a fonte de N por si só. Portanto, os resultados observados em nosso estudo podem ser explicados pela interação complexa entre os fatores agronômicos, como a dose de N aplicada e as condições edafoclimáticas de cultivo, e não apenas o tipo de fertilizante nitrogenado. O fato desses resultados contrastantes na literatura reforça a necessidade de mais estudos que considerem essas variáveis em conjunto.

9.1.2 Efeito de fontes de N sobre as emissões de N₂O no inverno

As maiores emissões de N₂O nos pastos adubados com ureia comum em 2022 podem ser explicados pelo menor volume de chuvas observado nesse ano. O N₂O é produzido nos solos principalmente por dois processos microbiológicos: nitrificação e desnitrificação. A nitrificação é a conversão oxidativa de NH₄⁺ para NO₃⁻, e durante esse processo, pode ocorrer a liberação de o N₂O para a atmosfera. Já desnitrificação reduz NO₃⁻ para N₂O e, finalmente, a N₂. De acordo com Bracken *et al.* (2020), a nitrificação é favorecida em condições de baixa umidade no solo e/ou em solos com alta taxa de drenagem. Nessas condições, a aplicação de fertilizantes à base de NH₄⁺, como a ureia, tende a resultar em maiores emissões de N₂O, em comparação com fertilizantes à base de NO₃⁻. Durante os primeiros 16 dias de avaliação deste estudo, a precipitação pluviométrica acumulada de foi de apenas 9 mm, o que pode ter favorecido a maior emissão acumulada de N₂O por nitrificação nos tratamentos com fertilizantes nitrogenados à base de ureia.

A comparação dos fatores de emissão (FE) obtidos neste estudo com os valores padrões do IPCC e com dados de outros estudos é também relevante. Os FE calculados em 2022 variaram entre 1,1 e 4,0%, valores muito acima do padrão do IPCC para solos agrícolas, que é de 1,5% (IPCC, 2023). Essa discrepância destaca a importância de realizar medições de campo para gerar dados específicos, uma vez que o valor padrão do IPCC pode não refletir as condições locais. Por exemplo, Dobbie e Smith (2003) encontraram FE de 2,75% para nitrato de amônio e 2,12% para ureia, enquanto Cowan *et al.* (2020) observaram FE em torno de 1,5% para nitrato de amônio. Já Bastidas *et al.* (2024), observaram uma faixa de FE mais baixa para gramíneas tropicais, entre de 0,16% (para ureia) e 0,64% (para nitrato de amônio). Esses autores destacam FE é fortemente influenciado pelas fontes de N utilizadas, pela dose aplicada, pelas culturas cultivadas e por questões edafoclimáticas locais. A discrepância entre os valores observados em relação aos estudos na literatura e ao padrão do IPCC ressalta a importância de experimentos de campo que avaliem as emissões de N₂O, onde valores de específicos de cada região possam ser gerados.

Em 2023, as emissões de N₂O aumentaram no tratamento com nitrato de amônio. Diferentemente do cenário de 2022, a precipitação acumulada nos primeiros 16 dias de avaliação foi de 98 mm. Estudos como os de Dobbie e Smith (2003) e Krol

et al. (2016) indicam que o aumento da disponibilidade de NO_3^- em condições de solos mais úmidos é um fator chave para elevar as taxas emissões de N_2O via desnitrificação. Portanto, a maior precipitação em 2023 pode ter sido um dos fatores cruciais para as maiores emissões de N_2O observadas no tratamento com nitrato de amônio.

Diferente do ano anterior, os FE observados durante as avaliações em 2023, variaram de 0,46% para ureia a 1,22% para o nitrato de amônio, valores próximos ao valor padrão do IPCC. Esses resultados são consistentes com os achados de Harty *et al.* (2016) e Krol *et al.* (2020), que encontraram FE de 1,4% para pastagens de azevém perene adubado com fertilizantes à base de nitrato e 0,4% para fertilizantes à base de ureia comum e ureia + NBPT. Os autores destacam que os maiores fluxos diários, emissões acumuladas ($> 8 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$) e maiores FE observados em fertilizantes à base de nitrato são associados com o fato de que o nitrato é uma fonte direta de substrato para a desnitrificação, especialmente em condições ambientais favoráveis a esse processo, como solos com alta umidade resultante de períodos com elevada precipitação pluviométrica. Esses resultados evidenciam que o impacto das condições climáticas nas emissões de N_2O deve ser um fator a ser considerado no manejo dos fertilizantes, a fim de minimizar os impactos ambientais e melhorar a eficiência de uso do nitrogênio.

9.1.3 Efeito de fontes de N sobre o rendimento de grãos e as emissões de óxido nitroso na cultura do milho

Em 2022, houve semelhança no rendimento de grãos entre os três fertilizantes nitrogenados, embora todos tenham resultado em rendimentos significativamente maiores do que o tratamento controle. Este resultado corrobora com os achados de Lyu *et al.* (2021) e Du *et al.* (2024), que também não observaram diferenças no rendimento de grãos de milho ao avaliar diferentes fontes de fertilizantes nitrogenados. Assim como ocorreu no inverno, pode ter havido interação entre dose de N aplicado e as condições edafoclimáticas, com maior impacto no rendimento de grãos que as fontes de N. Nossas médias de rendimento de grãos variaram de 7,7 a 8,1 Mg ha^{-1} , valores menores que os reportados por Lyu *et al.* (2021) e Du *et al.* (2024), que variaram de 12,7 a 13,2 Mg ha^{-1} . As diferenças no rendimento de grãos

provavelmente podem ser explicadas por variações nas condições edafoclimáticas dos locais de avaliação, bem como pelos manejos de adubação nitrogenada, uma vez que esses autores utilizaram doses de até 450 kg N ha⁻¹, subdivididas em até seis aplicações, visando atender às exigências nutricionais de acordo com os estádios fenológicos da cultura.

Assim como em 2022/2023, em 2023/2024 houve semelhança no rendimento de grãos de milho. No entanto, as médias de rendimento de 2023/2024 estiveram bem abaixo (3,6 a 4,5 Mg ha⁻¹) dos valores observados no ano anterior e na literatura. Por exemplo, Besen *et al.* (2021) encontraram rendimentos de até 10,5 Mg ha⁻¹ ao avaliar a produtividade de milho em resposta a fontes de N. A baixa produtividade da safra de 2023/2024 pode ser explicada elevada incidência da cigarrinha do milho (*Dalbulus maidis*), que causa danos diretos e indiretos na cultura, com perdas substanciais de rendimentos quando sua população é alta (Cunha *et al.*, 2022).

O tratamento com fertilizante à base de nitrato de amônio apresentou as maiores emissões de N₂O tanto na safra 2022/2023 quanto na safra 2023/2024, com a emissão mais alta registrada no segundo ano. As elevadas precipitações pluviométricas, especialmente os 89 mm acumulados no segundo dia após a aplicação do fertilizante na safra de 2023/2024, associadas à disponibilidade de nitrogênio na forma nítrica proveniente do nitrato de amônio, foram os principais fatores responsáveis pela maior emissão acumulada de N₂O observada nesse tratamento. Segundo Zanatta *et al.* (2010), em condições de O₂ limitante ou alta umidade no solo, ocorre a predominância do processo de desnitrificação, com produção de N₂O a partir do NO₃⁻. Comportamento semelhante foi observado por Guardia *et al.* (2017) e Besen *et al.* (2021), que também encontraram as maiores emissões de N₂O a partir de fertilizantes à base de nitrato, em comparação com ureia convencional. Assim, é fundamental considerar os fatores edafoclimáticos do local como elementos determinantes na escolha do fertilizante mais adequado, a fim de reduzir o impacto ambiental associado.

Os fatores de emissão observados variaram de 2,9% a 3,0% para os fertilizantes à base de ureia e de 3,4% a 5,8% para o nitrato de amônio. Esses valores estão acima do valor citado pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), que estabelece um valor de 1,5% como referência para fatores de emissão de N₂O. Em um estudo semelhante, Harty *et al.* (2016) encontraram valores

de FE de até 3,81% para nitrato de amônio, enquanto Besen *et al.* (2021) observaram valores de 0,51% de FE para o mesmo fertilizante, aproximadamente metade do FE proposto pelo IPCC. Além da proporção de N nas formas NH_4^+ e NO_3^- , fatores como tipo de solo, com diferenças nas propriedades físicas (textura e densidade aparente), características químicas (carbono, nitrogênio e pH do solo) e as propriedades biológicas (proporção de fungos e bactérias), podem influenciar as emissões de N_2O (Harty *et al.*, 2016). Portanto, nossos valores mais altos podem ter sido influenciados pelos fatores climáticos locais, bem como de características físicas do solo, que não foram estudadas e merecem mais atenção em estudos futuros. De modo geral, a variação nos resultados evidencia a necessidade de revisão dos padrões do IPCC para uso em inventários regionais de gases de efeito estufa.

10. CONCLUSÃO

Ao longo dos dois anos de estudo, o rendimento de matéria seca do pasto e o rendimento de grãos de milho não foram afetados pelas fontes de nitrogênio aplicadas. No entanto, as emissões de N_2O variaram entre os fertilizantes, com nitrato de amônio apresentando as maiores emissões, enquanto as fontes de ureia resultaram em emissões menores. Esses resultados indicam que, embora as fontes de N não impactem diretamente a produtividade, o tipo de fertilizante utilizado pode influenciar de forma significativa as emissões de N_2O , um importante gás de efeito estufa.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAIKE, H. A New Look at Statistical Model Identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, [s. l.], v. 19, n. 6, p. 716–723, 1974.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official Methods of Analysis**. 21. ed. Latimer GW: [s. n.], 2019.

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS. **Official methods of analysis of the AOAC**. 17. ed. [S. l.: s. n.], 2000.

BASTIDAS, M. *et al.* Optimizing nitrogen use efficiency of six forage grasses to reduce nitrogen loss from intensification of tropical pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 367, n. March, 2024.

BATES, D. *et al.* Fitting linear mixed-effects models using lme4. **Journal of Statistical Software**, [s. l.], v. 67, n. 1, 2015.

BESSEN, M. R. *et al.* Modelling of N₂O emissions from a maize crop after the application of enhanced-efficiency nitrogen fertilisers. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, [s. l.], v. 52, n. 14, p. 1645–1656, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103624.2021.1892724>.

BRACKEN, C. J. *et al.* Sward composition and soil moisture conditions affect nitrous oxide emissions and soil nitrogen dynamics following urea-nitrogen application. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 722, p. 137780, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137780>.

CARSWELL, A. *et al.* Assessing the benefits and wider costs of different N fertilisers for grassland agriculture. **Archives of Agronomy and Soil Science**, [s. l.], v. 65, n. 5, p. 625–639, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03650340.2018.1519251>.

CHADWICK, D. R. *et al.* Optimizing chamber methods for measuring nitrous oxide emissions from plot-based agricultural experiments. **European Journal of Soil Science**, [s. l.], v. 65, n. 2, p. 295–307, 2014.

COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. **Manual de calagem e adubação para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. [S. l.: s. n.], 2016.

COWAN, N. *et al.* Nitrous oxide emission factors of mineral fertilisers in the UK and Ireland: A Bayesian analysis of 20 years of experimental data. **Environment International**, [s. l.], v. 135, n. October 2019, p. 105366, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105366>.

CUMMINS, S. *et al.* Beneficial effects of multi-species mixtures on N₂O emissions from intensively managed grassland swards. **Science of The Total Environment**,

[s.l.], v. 792, p. 148163, 2021. Disponível em:
<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969721032344>.

DE KLEIN, C. A. M. *et al.* The effect of nitrogen concentration in synthetic cattle urine on nitrous oxide emissions. **Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 188, p. 85–92, 2014. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.020>.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, [s. l.], v. 67, n. 1, p. 37–46, 2003.

DU, Y. *et al.* Enhanced efficiency nitrogen fertilizers (EENFs) can reduce nitrous oxide emissions and maintain high grain yields in a rain-fed spring maize cropping system. **Field Crops Research**, [s. l.], v. 312, n. November 2023, p. 109408, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2024.109408>.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2. Ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2011.

GRANGE, G.; FINN, J. A.; BROPHY, C. Plant diversity enhanced yield and mitigated drought impacts in intensively managed grassland communities. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 58, n. 9, p. 1864–1875, 2021.

GUARDIA, G. *et al.* Effect of inhibitors and fertigation strategies on GHG emissions, NO fluxes and yield in irrigated maize. **Field Crops Research**, [s. l.], v. 204, p. 135–145, 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fcr.2017.01.009>.

HARTY, M. A. *et al.* Reducing nitrous oxide emissions by changing N fertiliser use from calcium ammonium nitrate (CAN) to urea-based formulations. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 563–564, p. 576–586, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.120>.

HARTY, M. A. *et al.* Temperate grassland yields and nitrogen uptake are influenced by fertilizer nitrogen source. **Agronomy Journal**, [s. l.], v. 109, n. 1, p. 71–79, 2017.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais Climatológicas (1991-2020)**. In: LAGES-SC [Internet]. [S.l.], 2022. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/normais>. Acesso em: 3 nov. 2024.

IPCC. Section 4: Near-Term Responses in a Changing Climate. **Climate Change 2023: Synthesis Report**, [s. l.], p. 42–66, 2023.

KROL, D. J. *et al.* Improving and disaggregating N₂O emission factors for ruminant excreta on temperate pasture soils. **Science of the Total Environment**, [s. l.], v. 568, p. 327–338, 2016. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.016>.

KROL, D. J. *et al.* Nitrogen fertilisers with urease inhibitors reduce nitrous oxide and ammonia losses, while retaining yield in temperate grassland. **Science of the Total**

Environment, [s. l.], v. 725, p. 138329, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138329>.

LYU, X. *et al.* Reducing N₂O emissions with enhanced efficiency nitrogen fertilizers (EENFs) in a high-yielding spring maize system. **Environmental Pollution**, [s. l.], v. 273, p. 116422, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116422>.

MERTENS, D. R. *et al.* Gravimetric determination of amylase-treated neutral detergent fiber in feeds with refluxing in beakers or crucibles: Collaborative study. **Journal of AOAC International**, v. 85, n. 6, p. 1217–1240, 2002

REN, B. *et al.* Urea ammonium nitrate solution combined with urease and nitrification inhibitors jointly mitigate NH₃ and N₂O emissions and improves nitrogen efficiency of summer maize under fertigation. **Field Crops Research**, [s. l.], v. 296, n. March, p. 108909, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.108909>.

RIBEIRO, R. H. *et al.* Enhanced-efficiency nitrogen fertilizers reduce winter losses of nitrous oxide, but not of ammonia, from no-till soil in a subtropical agroecosystem. **Soil Use and Management**, [s. l.], v. 36, n. 3, p. 420–428, 2020.

TEAM, R Core. **R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing**. [S. l.: s. n.], 2021.

TIMILSENA, Y. P. *et al.* Enhanced efficiency fertilisers: A review of formulation and nutrient release patterns. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, [s. l.], v. 95, n. 6, p. 1131–1142, 2015.