

FONTES NITROGENADAS E ADITIVOS DE EFICIÊNCIA AUMENTADA PARA MITIGAR ÓXIDO NITROSO EM CULTIVO DE MILHO

Henrique Almeida Santos Ducheiko^{*1}, Laura Cristiane Nascimento de Freitas², Josileia Acordi Zanatta³,
⁴Cimélio Bayer, ⁵Jeferson Dieckow

¹Mestrando PPGCS UFPR *henriqueduchoiko@hotmail.com, ²Doutoranda PPGCS UFPR, ³Pesquisadora Dra. Embrapa Florestas,
⁴Professor Dr. PPGCS UFRGS, ⁵Professor Dr. PPGSC UFPR

RESUMO

Fertilizantes nitrogenados na agricultura podem contribuir para a emissão de óxido nitroso (N₂O), demandando estratégias específicas de mitigação. Este estudo avaliou a capacidade da fonte nitrato de amônio em relação à ureia e dos aditivos de eficiência aumentada NBPT e alginato de sódio adicionados à ureia em mitigar as emissões de N₂O do solo durante duas safras de milho em Pinhais. Amostras de ar foram coletadas pelo método da câmara estática e analisadas por cromatografia gasosa para determinar os fluxos e a emissão acumulada de N₂O. Os fluxos foram maiores nos primeiros 3 dias após a aplicação do N, atingindo picos de até ~850 µg m⁻² h⁻¹ no nitrato de amônio e ureia comum. As fontes com aditivos apresentaram picos menores (~600 µg m⁻² h⁻¹), e as emissões acumuladas foram iguais ou maiores na ureia comum (~1 kg N-N₂O ha), enquanto as demais fontes apresentaram uma redução de até 57%.

PALAVRAS-CHAVE: óxido nitroso; gases do efeito estufa; nitrogênio.

INTRODUÇÃO

O óxido nitroso (N₂O) é um dos principais gases de efeito estufa, com potencial de aquecimento global (PAG) de 265 vezes o do CO₂ e longa permanência na atmosfera. Os níveis atuais de emissão contribuem para o aquecimento global e a destruição da camada de ozônio, sendo a agricultura a principal fonte antrópica desse gás (IPCC, 2021).

As emissões de N₂O no setor agrícola estão diretamente ligadas ao uso de fertilizantes nitrogenados, que ao chegar ao solo passam por processos mediados por microorganismos como a nitrificação e desnitrificação (Martinez *et al.*, 2011). A forma química do N aplicado e as condições ambientais, como umidade e temperatura, influenciam a magnitude dessas emissões e fontes distintas como amídicas e nítricas possuem dinâmicas distintas de liberação e disponibilidade no solo, impactando o fluxo de N₂O (Cai *et al.*, 2016). O aumento da demanda por alimentos e a intensificação do uso de fertilizantes nitrogenados tornam essencial a busca por estratégias para mitigar essas emissões e reduzir o impacto ambiental da produção agrícola. Estratégias como o uso de aditivos de eficiência aumentada têm sido amplamente estudadas para reduzir a liberação desse gás e incrementar o rendimento das culturas (Cidreira *et al.*, 2024).

Com o intuito de compreender o impacto do uso de fontes nitrogenadas na emissão de N₂O durante o ciclo da cultura do milho (*Zea mays* L.), este estudo teve como objetivo avaliar os fluxos de N₂O a partir de diferentes fontes nitrogenadas (comuns e de eficiência aumentada) em duas safras de milho na região sul do Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido nas safras 2022-23 (ano 1) e 2023-24 (ano 2) na Fazenda Experimental do Canguiri (UFPR), localizada no município de Pinhais – PR em área de preservação ambiental (APA do Iraí). A área de estudo está situada a uma latitude de 25°23'42" sul e longitude de 49°07'45" oeste, com altitude média de 900 metros. O clima da região é classificado como subtropical úmido mesotérmico (Cfb, Köppen) e o solo da área é classificado como Cambissolo Háptico (Santos *et al.*, 2018) de textura argilosa (500 g kg⁻¹ de argila) com pH (CaCl₂) 4,65, teor de matéria orgânica do solo (MOS) 5,5%.

O estudo foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso, com quatro repetições. As parcelas tinham dimensões de 6 x 8 metros (48 m²). Foram avaliadas quatro fontes de nitrogênio, sendo duas fontes comuns e duas com aditivos de eficiência aumentada, além de um tratamento controle sem aplicação de nitrogênio. As fontes de nitrogênio utilizadas foram o nitrato de amônio (YaraBela® – 27% N + 4% Ca + 2% Mg), a ureia comum (YaraVera® – 40% N + 5,6% S), a ureia com aditivo NBPT (Super N – 46% N + 0,3% N-(n-butil) tiofosfórico triamida) e a ureia com alginato de sódio (Nanofert® – 25% N).

A área foi previamente preparada com uma roçada mecanizada seguido de aplicação superficial de calcário dolomítico (6 Mg ha⁻¹). Durante a estação fria a área foi cultivada com aveia preta (*Avena strigosa*) para cobertura, manejada com rolo-faca para semeadura do milho no final de outubro (ano 1) e final de setembro (ano 2). A adubação basal, similar nos dois anos, foi 32 kg ha⁻¹ de N, 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 80 kg ha⁻¹ de K₂O, com o formulado 8-20-20. A dose de N utilizada em cobertura nos tratamentos foi 150 kg de N por hectare, aplicada em dose única no estágio fenológico V5 do milho (07/12/2022 no ano 1, e 21/11/2023 no ano 2). Os híbridos de milho AS 1730 PRO3 (ano 1) e AS 1757 PRO4 (ano 2) foram cultivados com espaçamento de 0,45 m e população de 65.000 plantas ha⁻¹. As bases para coletas de N₂O foram instaladas quando as plantas estavam entre VE e V2, acompanhadas de capina manual e replantio das falhas em ambos os anos avaliados.

A amostragem de gases do solo foi realizada ao longo do ciclo da cultura do milho aos 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 20, 23, 27, 30, 34, 40, 49, 58, 63, 71, 79, 85, 91, 98, 105 e 113 dias após aplicação do nitrogênio (DAA) no primeiro ano e 1, 2, 3, 5, 7, 11, 13, 15, 17, 20, 23, 26, 29, 35, 42, 49, 56, 65, 70 e 89 DAA no segundo ano, pelo método das câmaras estáticas (Klein *et al.*, 2013). As amostragens iniciaram às 9h, com acoplamento das câmaras sobre as bases contendo água para vedação. Amostras de ar foram coletadas nos tempos 0, 15, 30 e 45 minutos após o fechamento, com auxílio de uma seringa de polipropileno (20 mL) e realizada a transferência do ar para frascos evacuados (Exetainer®, Labco, UK). Após a coleta, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Solos da Embrapa Florestas, onde foram determinados a concentração dos gases por cromatografia gasosa em equipamento GC – Trace 1310.

O fluxo de N- N₂O foi calculado utilizando a equação do gás ideal, com base na variação da concentração de N₂O dentro de câmaras de amostragem instaladas no solo. A taxa de emissão foi determinada pela regressão linear das medições realizadas ao longo do tempo, considerando variáveis como pressão atmosférica, temperatura interna, volume da câmara e massa molar do N₂O e a emissão acumulada foi obtida pela integração das taxas de emissão durante o período completo avaliado.

Os dados obtidos foram submetidos ao teste de normalidade (Shapiro-Wilk), homogeneidade das variâncias (Oneill-Mathews) e análise de variância (ANOVA). A comparação entre os tratamentos foi pelo teste de médias de Tukey a 5% de significância. Todas as análises foram realizadas pelo software Rstudio (versão 4.3.1), com uso dos pacotes Psych, Agricolae e ExpDes.pt. Também foi utilizado o software SigmaPlot para gerar os gráficos e cálculos de integração para a emissão acumulada de N₂O.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os fluxos de N₂O aumentaram logo após a aplicação do N em todas as fontes, exceto no controle. O nitrato de amônio apresentou os picos maiores no início (~400 µg m⁻² h⁻¹ no ano1 e ~850 µg m⁻² h⁻¹ no ano 2) devido à rápida disponibilidade do nitrato, que favorece a nitrificação e a desnitrificação (Pasmionka *et al.*, 2021). Já a ureia comum teve picos menores no primeiro ano (~200 µg m⁻² h⁻¹), mas atingiu valores elevados no segundo (~850 µg m⁻² h⁻¹), refletindo a hidrólise e a liberação gradual do N por esta fonte (Tasca *et al.*, 2011). Um segundo pico de emissões (~500 µg m⁻² h⁻¹) foi observado na ureia comum aos 7 DAA (ano 2), possivelmente impulsionado por precipitações que aumentaram a porosidade preenchida por água (PPA) e estimularam a atividade microbiana (Redding *et al.*, 2016).

As fontes com aditivos (Ur + NBPT e Ur + alginato de sódio) tiveram fluxos semelhantes à ureia comum, inicialmente com picos menores que o nitrato de amônio (ano 1), mas emissões ligeiramente maiores em alguns momentos (5, 7 e 9 DAA). Em 2023-24, o segundo pico de emissões também foi elevado, indicando que a base amídica dessas fontes manteve a dinâmica de liberação de N_2O , apesar dos aditivos limitarem a conversão inicial para amônio (Bensen *et al.*, 2021). O nitrato de amônio seguiu promovendo os picos mais intensos devido à rápida liberação do N, intensificando a nitrificação (Pasmionka *et al.*, 2021).

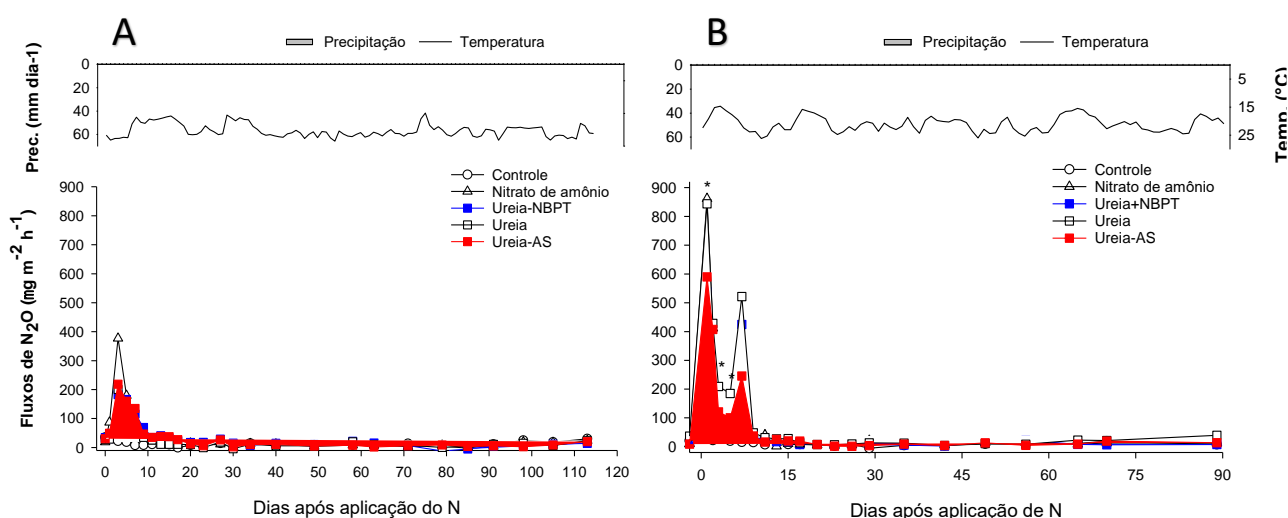


Figura 01. Fluxos de emissão de N_2O na safra 2022-23 (A) e 2023-24 (B). Pinhais – PR.

Nota: Asteriscos (*) na figura dos fluxos indicam diferença entre os tratamentos pelo teste Tukey ($p < 0.05$).

As emissões acumuladas de N_2O foram maiores no nitrato de amônio e na ureia, com aumento expressivo para a ureia em relação as demais fontes na safra 2023-24, ultrapassando $1 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1}$. Esse aumento pode estar relacionado à menor volatilização de NH_3 na segunda safra, devido à maior precipitação após a aplicação, resultando em maior disponibilidade de N para nitrificação e desnitrificação (Fontoura e Bayer *et al.*, 2011). Em contraste, o nitrato de amônio apresentou redução na emissão acumulada entre as safras, reforçando sua menor suscetibilidade a perdas em comparação à ureia.

Tabela 01. Emissão acumulada de N_2O na safra 2022-23 (A) e 2023-24 (B). Pinhais – PR.

Fonte	Emissão acumulada ($\text{kg N-N}_2\text{O ha}$)	
	Ano 1	Ano 2
Controle	0,33 ns	0,23 b
Nitrato de amônio	0,63 ns	0,56 ab
Ureia comum	0,44 ns	0,96 a
Ureia NBPT	0,56 ns	0,67 a
Ureia + alginato de sódio	0,53 ns	0,61 ab

Nota: Asteriscos (*) indicam diferença entre os tratamentos em cada ano pelo teste Tukey ($p < 0.05$)

Os aditivos de eficiência aumentada não reduziram significativamente as emissões acumuladas de N_2O , indicando que o NBPT e o alginato de sódio não impediram a transformação do N após a hidrólise da ureia. A eficiência do NBPT pode ter sido comprometida pela alta umidade do solo ($PPA > 60\%$), que favorece a desnitrificação. No caso do alginato de sódio, a liberação controlada do N reduziu a velocidade da hidrólise,

mas o amônio formado ainda ficou disponível para os processos microbianos, resultando em emissões semelhantes às da ureia comum (Lima *et al.*, 2022).

CONCLUSÕES

As emissões de N₂O não diferiram entre o nitrato de amônio e a ureia comum, mas houve diferença quando a ureia foi comparada ao controle (sem N). Mesmo com o uso do aditivo NBPT incorporado a ureia, não houve redução na emissão de N₂O, permanecendo semelhante a ureia comum. Além disso, o uso de alginato de sódio não demonstrou evidências de redução nas emissões de N₂O, sugerindo um efeito limitado sob as condições testadas.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao CNPq pela bolsa de apoio, à EMBRAPA Florestas e à Yara Fertilizantes pelo suporte institucional, e à equipe da Fazenda Canguiri pelas valiosas contribuições na realização deste trabalho.

BIBLIOGRAFIA

BESEN, M. R.; BAYER, C.; PIVA, J. T. Nitrous oxide emissions from enhanced-efficiency nitrogen fertilizers applied to annual crops in a subtropical ecosystem. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 121, n. 1, p. 85-98, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-021-10118-9>. Acesso em: 10 fev. 2025.

CAI, Zejiang *et al.* Key factors, soil nitrogen processes, and nitrite accumulation affecting nitrous oxide emissions. **Soil Science Society of America Journal**, v. 80, n. 6, p. 1560–1571, 2016. DOI: 10.2136/sssaj2016.03.0089.

CIDREIRA, A. C. M. *et al.* Controlled-release nitrogen fertilizers: a review on bio-based and smart coating materials. **Journal of Applied Polymer Science**, 2024. Wiley.

FONTOURA, S. M. V.; BAYER, C. Volatilização de amônia em plantio direto na região centro-sul do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1677-1684, 2010.

IPCC. **Climate change 2021: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>. Acesso em: 10 fev. 2025.

KLEIN, C. A. M.; HARVEY, M. J. (Eds.). **Nitrous oxide chamber methodology guidelines**. New Zealand Government, 2013. Disponível em: <http://www.globalresearchalliance.org>. Acesso em: [data de acesso].

LIMA, G. G. de; MATOS, M.; de SÁ, F. P.; MASHIBA, L. N.; MAGALHÃES, W. L. E.; RACHWAL, M. F. G.; ZANATTA, J. A. Supraparticles as slow-release fertiliser in seedling potential growth of Eucalyptus urograndis and greenhouse gas flux impacts. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 30, p. 23047-23059, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-23845-5>.

MARTINEZ-ESPINOSA, R. M.; COLE, J. A.; RICHARDSON, D. J.; WARTMOUGH, N. J. Enzymology and ecology of the nitrogen cycle. **Biochemical Society Transactions**, v. 39, p. 175–178, 2011.

PAŚMIONKA, Karol; IWONA, Beata; BULSKI, E.; BOLIGŁOWA. The participation of microbiota in the transformation of nitrogen compounds in the soil—a review. **Agronomy**, 2021. DOI: 10.3390/AGRONOMY11050977.

REDDING, M. R. *et al.* Soil N availability, rather than N deposition, controls indirect N₂O emissions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 95, p. 288–298, 2016. DOI: 10.1016/j.soilbio.2016.01.00.