

Protocolos de boas práticas para a mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de produção de bovinos

Patrícia Perondi Anchão Oliverira

André Luiz Monteiro Novo

Alexandre Berndt

Renata Tieko Nassu

Teresa Cristina Alves

Editores técnicos



*Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Pecuária Sudeste
Ministério da Agricultura e Pecuária*

Protocolos de boas práticas para a mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de produção de bovinos

*Patricia Perondi Anchão Oliveira
André Luiz Monteiro Novo
Alexandre Berndt
Renata Tieko Nassu
Teresa Cristina Alves*

Editores técnicos

*Embrapa
Brasília, DF
2025*

Embrapa Pecuária Sudeste
Rodovia Washington Luiz, Km 234
Fazenda Canchim
13560-970 São Carlos, SP
www.embrapa.br/
www.embrapa.br/fale-conosco/sac

Comitê Local de Publicações

Presidente
André Luiz Monteiro Novo

Secretário-executivo
Luiz Francisco Zafalon

Membros
Gisele Rosso
Aisten Baldan
Maria Cristina Campanelli Brito
Silvia Helena Picirillo Sanchez

Revisão de texto
Gisele Rosso

Normalização bibliográfica
Vera Viana dos Santos Brandão

Editoração eletrônica
Maria Cristina Campanelli Brito

Capa
Maria Cristina Campanelli Brito

Fotos da capa
André Luiz Monteiro Novo
Patricia Perondi Anchão Oliveira

1ª edição
Publicação digital (2025): PDF

Todos os direitos reservados

A reprodução não autorizada desta publicação, no todo ou em parte,
constitui violação dos direitos autorais (Lei nº 9.610).

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Embrapa Pecuária Sudeste

Protocolos de boas práticas para a mitigação de gases do efeito estufa em sistemas de produção de
bovinos / Patricia Perondi Anchão Oliveira et al. – Brasília, DF : Embrapa, 2025.
PDF (99 p.) : il. color.

ISBN 978-65-5467-131-6

1. Sistema de Produção. 2. Bovinocultura. 3. Boas Práticas. 4. Gado leiteiro. I. Novo, André Luiz
Monteiro. II. Berndt, Alexandre. III. Nassu, Renata Tiek. IV. Alves, Teresa Cristina.

CDD (21. ed.) 551.68 2

Vera Viana dos Santos Brandão (CRBV8/7283)

© 2025 Embrapa

The top-left corner of the page features several overlapping, semi-transparent geometric shapes in shades of light blue and green, including triangles and polygons.

Capítulo 2

Protocolo “Protocolo de boas práticas para a redução da emissão de amônia e óxido nitroso no solos”

Patrícia Perondi Anchão Oliveira, Henrique Bauab Brunetti, Althieres José Furtado, Jaqueline Fernandes Bruno, Sophia Aparecida Morro Chamilete, Thaís Alves de Carvalho e Ademir Fontana

The bottom-right corner of the page is decorated with a cluster of overlapping, semi-transparent geometric shapes in various shades of blue and green, including triangles and polygons.

Introdu  o

O nitrogênio (N) desempenha papel essencial na agropecuária e    um dos nutrientes mais importantes para o desenvolvimento e crescimento de plantas e animais. Por fazer parte das moléculas de prote  ina, enzimas e clorofila, além de ser essencial na divisão celular, o N    essencial para o crescimento das plantas. O teor de N presente no solo, dependente da matéria orgânica e da taxa de mineraliza  o, normalmente    insuficiente para as culturas agrícolas e pastagens desenvolverem-se de forma adequada. Nesse contexto,    necessária a adi  o de fontes externas de N, como fertilizantes s  nticos e orgânicos ou o uso de plantas fixadoras de N, como exemplo o plantio em consórcio com leguminosas (estilosantes, feijão-guandu, arachis, entre outras).

O   xido nitroso (N_2O)    um gás de efeito estufa (GEE) que apresenta potencial de aquecimento global 298 vezes superior ao dióxido de carbono (CO_2), podendo permanecer na atmosfera por até 114 anos. Em solos agrícolas, a emissão de N_2O    oriunda basicamente da aplica  o de fertilizantes nitrogenados, dejetos animais e queima de combustíveis fósseis. Esse gás pode ser emitido diretamente pelo solo ou de maneira indireta, uma vez que parte da amônia (NH_3) emitida    transformada em N_2O na atmosfera.

A NH_3    um composto volátil que se forma no solo, principalmente após a aplica  o de fertilizantes, em especial a ureia [$CO(NH_2)_2$]. Quando aplicada ao solo, a ureia    hidrolisada pela enzima urease, resultando na forma  o de amônio (NH_4^+) e bicarbonato (HCO_3^-). O HCO_3^- causa eleva  o do valor de pH próximo aos grânulos de ureia, favorecendo a forma  o da amônia, que    volatilizada para a atmosfera. Altas temperaturas e solos úmidos favorecem a a  o da enzima urease e aumentam a emissão de NH_3 . A emissão direta de N_2O ocorre quando o nitrato (NO_3^-) do solo    reduzido. O NO_3^- pode ser reduzido completamente    N_2 , mas também pode ser perdido como N_2O ou NO, principalmente em solos com alta umidade. Além da emissão de GEE, as emissões de NH_3 e N_2O representam desperdícios dos fertilizantes aplicados, gerando prejuízos aos produtores e baixa eficiência agrônômica.

Diversos fatores interferem na emissão de NH_3 e N_2O , tais como: tipos de solo, umidade e temperatura do ar, pH do solo, presença de oxig  nio no solo, teores disponíveis de carbono (C) orgânico e de N e a rela  o entre C:N do solo, quantidade e forma da aduba  o (incorpora  o no solo ou em superfície, parcelada ou em dose única) e teores de matéria orgânica em decomposi  o. Dentre esses fatores, alguns podem ser manejados pelo produtor para diminuir as emissões e o desperdício.

Dentre as atividades inerentes aos produtores estão as boas práticas de manejo, as quais devem ser empregadas para minimizar as perdas de N, os efeitos nocivos ao meio ambiente e as ineficiências produtivas. Como exemplos de boas práticas temos:

Uso de leguminosas

O consórcio de gramíneas com leguminosas tem como benefício a fixa  o biológica de N no solo devido    simbiose com bactérias que vivem em nódulos nas raízes das leguminosas, como trevos, feijão-guandu, amendoim-forrageiro e estilosantes, que conseguem converter o N atmosférico em formas de N que as plantas podem utilizar para o seu crescimento. Pode-se afirmar que o uso de leguminosas contribui para reduzir a emissão de GEE, por proporcionar uma diminui  o no uso de fertilizantes nitrogenados que emitem GEE em suas sínteses, processamento e transporte. A eficácia de redu  o tem rela  o com o fato de se evitar a emissão de 5,42 kg de CO_2 para cada 1 kg de fertilizante nitrogenado N s  ntico produzido, segundo a base de dados Ecoinvent (2021).

Distribuição mais uniforme dos dejetos animais via práticas no manejo do pastejo

A distribuição heterogênea das excretas de animais resulta em locais de alta deposição de excreta e com quantidades excessivas de N (e outros nutrientes), ocasionando baixo aproveitamento do N pelas plantas e altas emissões de NH_3 e N_2O , além de locais sem deposição, com baixa disponibilidade de nutrientes para a pastagem. Alguns dos seguintes fatores contribuem para a distribuição heterogênea ou homogênea das excretas:

a) A distribuição das excretas, fezes e urina ocorre em função da organização dos animais no espaço ao longo do tempo: caso permaneçam por um período extenso em sombras e próximos a bebedouros, ordenha e locais de manejo ou sítios específicos de pastejo, as excretas serão concentradas nesses locais.

b) O manejo do pastejo afeta a distribuição dos animais na pastagem: de maneira geral, um maior número de subdivisões no pasto, como por exemplo, a lotação rotativa quando comparada à contínua, aumentará a densidade de lotação (taxa de lotação instantânea), aumentando a competição por alimento, diminuindo os locais de rejeição do pasto e aumentando a homogeneidade de distribuição dos animais e das excretas. Além disso, o manejo sob lotação rotativa tem maior quantidade de cochos, bebedouros e, por vezes, sombra, contribuindo para a melhoria da distribuição das excretas.

Uso de fertilizantes de eficiência aumentada

Os fertilizantes de eficiência aumentada disponibilizam o N gradualmente para o solo, planta e microrganismos, contribuindo para que a planta aproveite melhor o N aplicado e, consequentemente, haja menores perdas por emissões de GEE. Exemplos incluem a ureia-formaldeído (UF) e o isobutileno diureia (IBDU), fertilizantes com barreira física composta de polímeros orgânicos, como termoplásticos e resinas, ou materiais inorgânicos, como enxofre e zeólitas (grupo com mais de 50 tipos de minerais de ocorrência natural ou sintetizadas), e compostos inorgânicos de baixa solubilidade, como fosfatos metálicos de NH_4^+ e rochas fosfáticas parcialmente aciduladas. Embora alguns estudos indiquem aumento na emissão de NH_3 , provavelmente devido às condições climáticas no decorrer do tempo, a grande maioria indica uma redução que pode variar de 2,4 a 98,2% na redução da volatilização de ureia, enquanto a redução da emissão de N_2O varia de 39,4% a 94,6%.

Uso de fertilizantes com inibidores de reação química

Os fertilizantes com inibidores de reações químicas visam reduzir reações químicas chaves para a formação de NH_3 e N_2O e suas emissões. Os inibidores da urease têm efeito principal na redução da emissão de NH_3 . Como exemplos podem ser citados os inibidores da urease tiofosfato de N-(n-butil), triamida (NBPT), fenilfosforodiamidato (PPD/PPDA) e hidroquinona. Os inibidores de nitrificação têm efeito na redução da emissão de N_2O , podendo ser citados como exemplo o 2-cloro-6-triclorometil piridina (nitrapirina), o 2-amino-4-clorometil (pirimidina), a dicianodiamida (DCD) e o fosfato de 3,4-dimetilpirazila (DMPP). A redução dos inibidores de reação química varia de 2,6 até 99% para o NH_3 e de 2,6 até 100% para o N_2O .

Uso de fontes de N alternativas à ureia

O uso de fontes alternativas à ureia pode diminuir a emissão dos GEE. Em função de suas composições químicas e físicas, são menos susceptíveis à emissão desses gases. As fontes alternativas podem ser minerais, como o sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, sulfato de amônio + ureia, nitrato de amônio (NH_4NO_3) , nitrato de amônio + ureia (uran); orgânicas, como esterco suíno, cama de frango e esterco bovino; e até fontes organominerais, que podem ser obtidas a partir de fontes minerais misturadas com fontes orgânicas (por exemplo dejetos de galinha + NPK). A eficácia dessa prática

de manejo traz resultados variáveis, dependendo da fonte escolhida: para a emissão de amônia, foram registrados aumentos de 43% na emissão, com utiliza  o de fertilizante organomineral, diminui  o de até 99%, com o uso de NO_3NH_4 . De uma maneira geral, os fertilizantes orgânicos e organominerais têm resultados variáveis, enquanto os fertilizantes sintéticos alternativos    ureia têm apresentado resultados consistentes em rela  o    diminui  o da emissão de amônia. Para o N_2O , podem ocorrer aumentos expressivos com o uso de microalgas e biofilmes, mas também redu  o  es de até 41% com o uso de outras fontes.

Práticas de manejo para redu  o da volatiliza  o de NH_3 decorrentes da aplica  o de ureia: aplica  o incorporada no solo, parcelamento da aplica  o, irriga  o ou chuva após aplica  o do fertilizante

A incorpora  o da ureia no solo faz com que o aumento do pH do solo ao redor do grânulo de ureia, o qual favorece a forma  o de NH_3 , ocorra longe da interface solo-atmosfera, diminuindo a volatiliza  o. A aplica  o de lâminas da água via precipita  o ou irriga  o incorpora a ureia em camadas mais profundas do solo, também diminuindo a volatiliza  o. Finalmente, o parcelamento da aduba  o evita que doses altas de uma só vez sejam disponibilizadas no solo para as plantas e microrganismos, aumentando o aproveitamento das plantas e diminuindo as perdas por NH_3 e N_2O . A diminui  o da emissão de NH_3 varia de 16,7 a 100%, com menores perdas observadas com o aumento da profundidade em que a ureia    incorporada, da lâmina de água aplicada e do número de parcelas da aduba  o. Por outro lado, os resultados em rela  o ao N_2O são variáveis, ocorrendo desde aumentos na emissão de 75,4% até diminui  o  es de 33,1%.

Ao final deste c  pulo são apresentados resultados recentes com diferentes alternativas de mitiga  o das perdas de N em sistemas de produ  o de bovinos leiteiros.

Estado da Arte

O nitrogênio (N)    essencial para culturas, por desempenhar fun  o  es importantes nas plantas mediante componentes constituídos de aminoácidos, prote  inas e ácidos nucleicos, além de contribuir para a regula  o do metabolismo e do crescimento e desenvolvimento das plantas. O N pode ser perdido do solo via volatiliza  o na forma gasosa de amônia (NH_3), lixivia  o, quando os   ions nitrato (NO_3^-) no solo são levados para camadas mais profundas do solo, podendo atingir o lençol freático, e emissão de N_2O , que ocorre quando os microrganismos convertem os   ions NO_3^- presentes no solo em nitrogênio gasoso (N_2) ou   oxido nitroso (N_2O) ou   oxido nítrico (NO) via desnitrifica  o, sendo liberados para a atmosfera. O processo contrário, que    a fixa  o do nitrogênio da atmosfera no solo, pode ocorrer de forma natural, quando microrganismos convertem o N_2 em amônia NH_3 , amônio (NH_4^+) e outros componentes nitrogenados que são utilizados pelas plantas, processo conhecido como fixa  o biológica de nitrogênio (FBN), ou via fixa  o física do nitrogênio, em que descargas elétricas, correntes contínuas e componentes M dos relâmpagos (fen  menos que ocorrem durante a fase de corrente contínua de um relâmpago e caracterizam-se por um aumento momentâneo na corrente elétrica, resultando em um aumento na luminosidade do canal do relâmpago por cerca de um milissegundo) promovem a rea  o entre átomos de nitrogênio e átomos de oxig  nio, formando compostos tais como NO e NO_2 , denominados genericamente de NOx (Brasil, 2024). Essas moléculas, ainda usando a energia do raio, são hidratadas com vapor d’água e transformam-se em nitrito (NO_2^-), posteriormente convertido em nitrato (NO_3^-) que    assimilável pelas plantas (Fausto, 2013). Outra forma de incorpora  o    a adi  o de N no solo via fertiliza  o orgânica ou mineral.

O nitrogênio (N) é essencial para culturas, por desempenhar funções importantes nas plantas mediante componentes constituídos de aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos, além de contribuir para a regulação do metabolismo e do crescimento e desenvolvimento das plantas. O N pode ser perdido do solo via volatilização na forma gasosa de amônia (NH_3), lixiviação, quando os íons nitrato (NO_3^-) no solo são levados para camadas mais profundas do solo, podendo atingir o lençol freático, e emissão de N_2O , que ocorre quando os microrganismos convertem os íons NO_3^- presentes no solo em nitrogênio gasoso (N_2) ou óxido nitroso (N_2O) ou óxido nítrico (NO) via desnitrificação, sendo liberados para a atmosfera. O processo contrário, que é a fixação do nitrogênio da atmosfera no solo, pode ocorrer de forma natural, quando microrganismos convertem o N_2 em amônia NH_3 , amônio (NH_4^+) e outros componentes nitrogenados que são utilizados pelas plantas, processo conhecido como fixação biológica de nitrogênio (FBN), ou via fixação física do nitrogênio, em que descargas elétricas, correntes contínuas e componentes M dos relâmpagos (fenômenos que ocorrem durante a fase de corrente contínua de um relâmpago e caracterizam-se por um aumento momentâneo na corrente elétrica, resultando em um aumento na luminosidade do canal do relâmpago por cerca de um milissegundo) promovem a reação entre átomos de nitrogênio e átomos de oxigênio, formando compostos tais como NO e NO_2 , denominados genericamente de NO_x (Brasil, 2024). Essas moléculas, ainda usando a energia do raio, são hidratadas com vapor d'água e transformam-se em nitrito (NO_2^-), posteriormente convertido em nitrato (NO_3^-) que é assimilável pelas plantas (Fausto, 2013). Outra forma de incorporação é a adição de N no solo via fertilização orgânica ou mineral.

O N perdido causa impactos ambientais como poluição da água e aumento da emissão dos gases do efeito estufa (GEE) e amônia. A ureia [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$] é um dos principais fertilizantes nitrogenados utilizados na agricultura devido à alta concentração de nitrogênio (45%) (Oliveira et al., 2007). Geralmente, sua produção é mais barata do que as outras fontes de fertilizantes nitrogenados assim como o frete, devido à alta concentração de N (Oliveira et al., 2007). Seu armazenamento, manuseio e aplicação são fáceis. Ao ser aplicada no solo, a ureia passa por hidrólise, liberando NH_3 e dióxido de carbono (CO_2) por ação da enzima urease presente na matéria orgânica do solo. Apesar da hidrólise ser necessária para a disponibilização do N-ureia para as plantas, a NH_3 formada pode ser volatilizada dependendo das condições do meio em que a ureia é aplicada (Oliveira et al., 2007). A volatilização é um fator crítico, especialmente quando o fertilizante é aplicado em superfície.

Emissões de N_2O e NH_3 e suas relações com o N no solo e os fertilizantes

O óxido nitroso (N_2O) é uma molécula encontrada em formato gasoso na atmosfera, com potencial de aquecimento global (GWP100) cerca de 273 vezes maior do que o dióxido de carbono (CO_2), podendo permanecer na atmosfera por até 114 anos (Forster et al., 2021). Segundo o Tsai et al. (2023), o manejo de solos representa cerca de 29% das emissões de gases do efeito estufa (GEE) do setor agropecuário, composto, em sua maioria, por emissões de N_2O . Em solos agrícolas, a emissão de N_2O é oriunda basicamente da aplicação de fertilizantes nitrogenados, dejetos animais, queima de combustíveis fósseis e fertilização. Adicionalmente, aproximadamente 1% do nitrogênio (N) volatilizado como amônia (NH_3) é oxidado a N_2O na atmosfera, sendo considerado como emissão indireta de N_2O (Follett; Hatfield, 2001). A Tabela 2.1. apresenta diversos fatores de emissão de N_2O e NH_3 de atividades agropecuárias.

Tabela 2.1. Fatores de emissão de GEE produzidos por diferentes processos e atividades do setor agropecuário, de acordo com o IPCC, 2019*.

Origem da emissão	Fator de emissão (IPCC, 2019)
Bovinos (leite, corte e bubalinos), aves e suínos (kg N ₂ O/ kg N)	0,006 clima úmido 0,002 clima seco
Ovelhas e outros animais (kg N ₂ O/kg N)	0,003
Adi��o de N por fertilizantes minerais, corretivos orgânicos e resíduos de culturas e de N mineralizado do solo mineral resultante da perda de carbono do solo (kg N ₂ O/kg N)	0,01
N por volatiliza��o e re-deposi��o (kg N ₂ O / (kg NH ₃ + NO _x volatilizado))	0,014
Lixivia��o/escoamento (kg N ₂ O/ kg N Lixivia��o/escoamento)	0,011
Volatiliza��o dos fertilizantes s��nticos, ((kg NH ₃ + NO _x)/(kg N aplicado))	0,11
Volatiliza��o de todos os fertilizantes nitrogenados orgânicos aplicados e esterco e urina depositados por animais em pastoreio ((kg NH ₃ + NO _x)/(kg N aplicado ou depositado))	0,21
N perdido por lixivia��o/escoamento superficial para regiões de clima úmido, kg N (kg N/kg N adicionado ou depositado por animais em pastoreio)	0,24

*Fonte: Hergoualc’h et al. (2019)

O nitrogênio molecular (N₂), gasoso, representa 78% da composi  o do ar atmosférico e    uma molécula inerte e estável, composta por dois átomos de N ligados por uma forte liga  o tripla (Signor; Cerri, 2013). A quebra dessa liga  o exige uso significativo de energia e o processo de quebra seguido da transforma  o de N₂ em outros compostos nitrogenados    chamado de fixa  o de N. Esta ocorre naturalmente via descargas elétricas (relâmpagos) em pequenas quantidades, ou por processos biológicos, que envolvem microrganismos de vida livre (diazotróficos) ou microrganismos simbiontes associados às plantas (principalmente as leguminosas). As plantas fornecem carboidratos para os microrganismos, enquanto esses transformam o N₂ em NH₃ com auxílio da enzima nitrogenase (Einsle; Rees, 2020). A fixa  o do N₂ em NH₃ ainda pode ocorrer com interferência antropog  nica por meio do processo de Haber-Bosch, obrigatório para síntese de fertilizantes nitrogenados minerais s  nticos, que ocorre em altas temperaturas e pressão, com o emprego de ferro como catalisador (Signor; Cerri, 2013).

A NH₃ produzida industrialmente, por sua vez, pode ser utilizada na produ  o dos principais fertilizantes nitrogenados, sendo eles (i) o nitrato de amônio (NH₄NO₃), ao reagir com ácido nítrico (HNO₃); (ii) o sulfato de amônio (NH₄)₂SO₄, ao reagir com ácido sulfúrico (H₂SO₄); (iii) o nitrato de cálcio (Ca(NO₃)₂), ao reagir com HNO₃ e calcário (CaCO₃); e (iv) a ureia (NH₂CONH₂), ao reagir com gás carb  nico (CO₂) (Das; Mandal, 2015). As plantas absorvem o N preferencialmente nas formas de nitrato (NO₃⁻) e amônio (NH₄⁺), fornecidos diretamente em ao menos uma das formas ou ambas, pelos fertilizantes nitrato de amônio, sulfato de amônio e nitrato de cálcio ou indiretamente, por outras fontes nitrogenadas como a ureia (Sigurdarson et al., 2018). No solo, o NH₄⁺ pode se transformar em NO₃⁻ e vice-versa, em processos de oxida  o e redu  o denominados nitrifica  o e desnitrifica  o, respectivamente.

A ureia é o principal fertilizante nitrogenado usado no Brasil devido ao seu custo de produção e transporte, este último favorecido pela alta concentração de N no fertilizante (cerca de 45%). A ureia aplicada no solo necessita ser hidrolisada a NH_3 e CO_2 , processo catalisado pela enzima urease, presente nos microrganismos da matéria orgânica do solo (MOS) e, após hidrolisada, pode se transformar em NH_{4+} e ficar disponível para a planta. O NH_{4+} também pode ser transformado em NH_3 e, no solo, a transformação de NH_{4+} em NH_3 e vice-versa permanece em equilíbrio dinâmico, dependente do pH, de maneira que $\text{pH} > 7,0$ (meio alcalino), favorece a formação de NH_3 , e $\text{pH} < 7,0$ (meio ácido) favorece a formação de NH_{4+} (Sommer et al., 2004; Rochette et al., 2013). Vale destacar que o processo de amonificação (transformação de ureia em NH_{4+}) também produz OH^- , alcalinizando o meio próximo aos grânulos de ureia e favorecendo a produção de NH_3 (Moreau et al., 2019).

O principal problema inerente a esses processos é que a NH_3 é um composto volátil. Caso a NH_3 produzida não seja incorporada à solução do solo ou adsorvida nos colóides do solo sob a forma de NH_{4+} , o N aplicado via ureia pode sofrer perdas por evaporação de NH_3 (Errebhi et al., 1998), processo denominado volatilização da amônia. Em condições tropicais sem limitações de umidade e temperatura, as perdas por volatilização de N- NH_3 podem facilmente chegar a mais de 50%, especialmente quando este fertilizante é aplicado superficialmente (Cantarella; Marcelino, 2007). Além disso, altos teores de MOS têm alta quantidade de urease, também favorecendo altas taxas de volatilização (Rochette et al., 2009 a). Por outro lado, altos teores de MOS e solos argilosos possuem maior capacidade de troca de cátions (CTC), aumentando a chance de adsorção do NH_{4+} , o que pode diminuir a volatilização de NH_3 (Saggar et al., 2004).

Temperaturas e umidades elevadas aumentam a taxa de volatilização devido ao aumento na atividade da urease (Bouwmeester et al., 1985). Vale ressaltar, no entanto, que a aplicação de lâminas de água suficientes para que a NH_3 seja incorporada na solução do solo, principalmente em camadas mais profundas por percolamento, são favoráveis e necessárias para a ureia ser aproveitada. Assim, a aplicação de lâminas de água via precipitação ou irrigação logo após a adubação, que favorece a solubilização e a infiltração do fertilizante no solo, são práticas recomendadas. Whitehead (1995) citando os estudos de Van Burg et al. (1982), menciona uma quantidade de precipitação de 5 mm para aumento da eficiência na aplicação de ureia. Em condições de clima subtropical, Alves (2009) observou que, no verão, a aplicação de 3,2 mm de água reduziu as perdas de N- NH_3 para menos de 3,1% do N aplicado, enquanto na ausência de irrigação ocorreram perdas de 30,5%, uma redução de 89,8% na emissão de N- NH_3 . Vale ressaltar, ainda, que as plantas absorvem parte da amônia volatilizada em suas folhas, com valores que variam cerca de cinco a 30% (Taiz; Zeiger, 2010; Marschner, 2011; Malavolta, 2006), insuficientes para garantir o aproveitamento satisfatório do N aplicado.

A volatilização de NH_3 também depende da sua pressão parcial (concentração relativa de moléculas de NH_3) na atmosfera, principalmente na interface solo-atmosfera próximo aos grânulos de ureia. Ventos em altas velocidades carregam as moléculas gasosas de NH_3 para longe, diminuindo a pressão parcial de NH_3 na interface solo-atmosfera e favorecem a volatilização de NH_3 (Saggar et al., 2004). Adicionalmente, devido ao equilíbrio dinâmico existente no solo entre NH_{4+} e NH_3 , outras fontes de N, tais como as que fornecem N amoniacal (na forma de NH_{4+}), podem ser causadoras de volatilização de NH_3 , porém em quantidades consideravelmente menores do que a ureia. Segundo Cantarella et al. (1998), nitrato de amônio, nitrato de cálcio e sulfato de amônio não estão sujeitos às perdas por volatilização de N- NH_3 em solos ácidos. Estudos realizados por Freney et al. (1992) observaram perdas de apenas 1,8% do N aplicado utilizando sulfato de amônio.

Além da emissão indireta de N_2O via volatilização de NH_3 , os solos também emitem N_2O diretamente. No solo, o NO_3^- pode sofrer redução completa a N_2 por bactérias anaeróbicas facultativas, em processo denominado desnitrificação, sendo liberado na atmosfera. Além disso,

os compostos N_2O e NO são intermediários dessa redu  o e podem ser volatilizados na atmosfera antes da completa redu  o   N_2 (Zaman; Blennerhassett, 2010). O processo de desnitrifica  o   o principal responsável pela emissão de N_2O e   favorecido por solos com poros preenchidos por água em até 80%, valor que, se superado, resulta em diminui  o da emissão de N_2O via desnitrifica  o (Denmead et al., 2010). Assim, deve-se esperar maior emissão de N_2O após chuvas, porém emissões mais baixas em solos supersaturados com  gua.

Algumas condi  es são, no geral, favoráveis a maiores emissões de N_2O e requerem aten  o especial. Vale destacar, no entanto, que parte dessas condi  es também   favorável para altas produ  es ou são inerentes ao ecossistema pastagem e às lavouras, e não devem ser necessariamente evitadas, mas sim manejadas com o devido cuidado. Solos argilosos cont  m menor quantidade de macroporos, favorecendo a presença de locais anaeróbicos e facilitando a emissão de N_2O (Brentrup et al., 2000). Nesse cenário, solos compactados também favorecem a emissão de N_2O (Bhandral et al., 2007), assim como solos com umidade alta. Solos muito ácidos ($pH < 4$) inibem a a  o da redutase (enzima que reduz N_2O a N_2), impedindo que o N_2O seja reduzido para N_2 (Chapuis-Lardy et al., 2007). Ademais, essa enzima usa o cobre (Cu) como co-fator. Portanto, em solos pobres em Cu há maior chance de a desnitrifica  o não ser completa, gerando maiores emissões de N_2O (Zumft, 1997).

Altos teores de MOS servem como fonte de carbono (C) e energia para os microrganismos, e podem facilitar a emissão de N_2O , principalmente quando o resíduo tem rela  o C:N menor que 30, favorecendo a disponibiliza  o de N para as plantas, mas também para os microrganismos responsáveis pela emissão de N_2O (Signor; Cerri, 2013). Além disso, de uma maneira geral, altas quantidades de fertilizantes nitrogenados aplicados em dose única favorecem altas taxas de emissão de N_2O (Signor; Cerri, 2013) e fertilizantes com NO_3^- como fonte de N em vez de NH_4^+ , geralmente resultam em maior emissão de N_2O (Thomsom et al., 2012; Signor; Cerri, 2013).

Excretas animais nas pastagens e as emissões de N_2O e NH_3

No ecossistema pastagem, as deposi  es de excretas (urina e fezes) podem resultar em emissão de N_2O e NH_3 , sendo a urina a principal responsável (Saggar et al., 2004). A decomposi  o da excreta animal resulta em forma  o contínua de NH_4^+ , que a depender das condi  es de pH, podem se dissociar para NH_3 e volatilizar para a atmosfera. O N da excreta também pode passar pelos processos de oxirredu  o no solo, sendo perdido como N_2O . Aproximadamente 70 a 90% do N excretado pela urina está na forma de ureia (Haynes; Williams, 1993).

As excretas bovinas podem causar a perda de NH_3 da urina, além de emitirem CO_2 , devido   decomposi  o da m  teria orgânica presente nas fezes. Durante a decomposi  o anaeróbica da m  teria orgânica, o N presente pode ser transformado em formas que, posteriormente, podem ser convertidas em N_2O por processos microbianos no solo. De acordo com estudos levantados pelo Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC, 2006), o fator de emissão padrão de N_2O para excretas bovinas   de 2%.

Brasil (2015) reforça que no Brasil o fator de emissão padrão da urina a ser usado de acordo com o IPCC   de 2%, enquanto o fator de emissão das fezes seria de 1%. Porém, a maioria dos estudos avaliados no levantamento realizado pelo IPCC são caracterizados por condi  es edafoclimáticas de climas temperados, diferindo das condi  es em pastagens tropicais e subtropicais, pois os solos brasileiros possuem uma boa taxa de infiltra  o de água, limitando a atividade microbiana responsável pela produ  o de N_2O . Apesar da necessidade de enriquecimento das bases de dados científicas para agregar aos valores do IPCC, alguns estudos em pastagens subtropicais, como o

estudo realizado por SORDI et al. (2014) mostraram que o fator de emissão de N_2O das fezes é de cerca de 0,15% e da urina de 0,26%, reforçando que o padrão de 2% do IPCC para excrementos bovinos está superestimado.

Segundo Sherlock e Goh (1984), a hidrólise da ureia proveniente da urina é mais rápida do que aquela adicionada pura (via fertilizantes) ao solo, devido ao ácido hipúrico (Whitehead et al., 1989), presente na urina dos animais, que estimula a urease, e o pH levemente alto da urina (entre 5,8 e 6,8). Na urina, as perdas de NH_3 podem variar de quatro a 46% do N-urina. De forma geral, o tempo quente e seco favorece as perdas por volatilização. Vale ressaltar que os bovinos alimentados com dietas muito ricas em N têm maior perda de N via urina (Prados et al., 2023), aumentando a volatilização do NH_3 . Porém, a dieta ingerida pelo animal em pastagens é de difícil controle e manipulação. Além disso, não se deve diminuir a ingestão de N pelos animais de maneira indiscriminada, uma vez que isso pode reduzir os índices zootécnicos e o seu desempenho. Alternativamente, podem ser adotadas práticas de manejo que resultem na boa eficiência do N ingerido.

As perdas por volatilização de NH_3 , emissão de N_2O e lixiviação de NO_3^- são favorecidas pelas altas concentrações de N e C presentes nos locais de deposição das excretas, denominados hotspots (Saggar et al., 2004). Caso a deposição de excretas seja mal distribuída, isto é, com excretas ocorrendo muito próximas entre si ou até sobrepostas, em vez de homogeneamente distribuídas e com determinada distância entre si, as perdas são maiores. Em pastagens, a distribuição da excreta é função do comportamento animal, que determina seus locais de preferência, onde passam a maior parte do tempo. O comportamento animal, por sua vez, é determinado pelas condições do pasto, clima, relevo, localização dos bebedouros e sombras, além das interações sociais (Leme et al., 2005; Gontijo Neto et al., 2006; Navarini et al., 2009).

Boas práticas de manejo para reduzir a emissão de N_2O e NH_3

Algumas práticas de manejo da correção e fertilização dos solos têm potencial de melhorar a sustentabilidade dos sistemas de produção por meio do aumento da eficiência de uso e diminuição das perdas de nutrientes, especialmente o N por volatilização de NH_3 e emissão de N_2O . A lista de práticas de manejo a seguir foi elaborada baseada em listas anteriores elaboradas por Signor e Cerri (2013), que se basearam nas recomendações de Thomsom et al. (2012), e por Oliveira et al. (2014a):

1. Utilização de doses de corretivos e fertilizantes segundo orientação técnica, embasada em análise de solo. O teor de MOS e a taxa de lotação animal devem ser considerados para o cálculo da dose dos fertilizantes nitrogenados. O uso dos corretivos de solo é um importante aliado na eficiência de uso dos nutrientes dos fertilizantes e evita perdas e desperdícios de fertilizantes (depleção de recursos naturais e prejuízos econômicos). Vale ressaltar que os corretivos diminuem a acidez do solo e, conseqüentemente, aumentam a ação da enzima N_2O -redutase, fazendo com que o N_2O seja reduzido à N_2 antes de ser emitido na atmosfera. Práticas de agricultura/zootecnia de precisão auxiliam na aplicação de doses corretas, conforme a variabilidade espacial da fertilidade do solo.

2. Evitar o uso excessivo de fertilizantes nitrogenados. Nesse caso, o uso de análise foliar pode auxiliar na tomada de decisão: quando o teor de N estiver acima de 2% na parte aérea da forragem, os fertilizantes nitrogenados são ineficazes em aumentar a produção. Nessa condição haverá elevação apenas das perdas de N.

3. Optar pelo uso de fontes de N que evitem as perdas nitrogenadas, especialmente por volatiliza  o de amônia, a perda mais expressiva. Quando for necessário o uso da ureia, atuar para promover sua incorpora  o mecanicamente ou pelo manejo da   gua. Se não for possível, especialmente em pastagens de hábito de crescimento cespitoso, utilizar fontes com inibidores de urease, caso sejam viáveis economicamente. Em adi  o, o uso de fontes amoniacaais (NH_4) tendem a emitir menor quantidade de N_2O do que fontes com NO_3 .

4. Para os fertilizantes nitrogenados,    importante dividir a dose em diversas aplica  es após o pastejo, uma vez que doses muito altas em poucas aplica  es agravam as perdas por lixivia  o, emissão de N_2O para a atmosfera e volatiliza  o de NH_3 .

5. Quanto    época da fertiliza  o nitrogenada, deve-se atentar que as plantas necessitam de água para o uso e metabolismo do N. No caso dos sistemas pastoris, as gramíneas tropicais também necessitam de temperatura adequada e acima da temperatura basal (variável entre as espécies, e ao redor de 15°C). Então, somente utilizar fertilizante nitrogenado em épocas quando houver temperatura e umidade capazes de garantir eficiência de uso de N.

6. O uso de leguminosas tem o potencial de fixa  o de NH_3 em camadas profundas do solo, principalmente quando comparado com a aplica  o superficial de fertilizantes, tornando as perdas por NH_3 e N_2O menores.

Descri  o, modo de a  o e eficácia das principais práticas para diminuir a emissão de N_2O e NH_3

Uso de leguminosas

Descri  o: o uso de consórcios de gramíneas com leguminosas traz aporte de N ao sistema pela fixa  o biológica do N. A fixa  o    realizada, principalmente, por bactérias dos g  neros *Rhizobium* e *Bradyrhizobium*, que vivem em rela  o mutualística com a leguminosa, fornecendo ATP às bactérias em troca de N.

Modo de a  o: o uso de leguminosas pode modificar o ambiente de maneira bastante complexa, sendo diversos os fatores que podem favorecer ou até mesmo desfavorecer a mitiga  o de GEE. Nesse sentido, faltam estudos que associem as variáveis envolvidas de maneira quantitativa e meçam as diferenças em emissão de N_2O oriundas da reciclagem de N nos consórcios (isto   , decomposi  o de material vegetal da parte   erea ou raiz e excretas animais) em compara  o ao N oriundo de fertilizantes (Boddey et al., 2023), de maneira a explorar os efeitos da ado  o desta prática de manejo. No entanto, pode-se afirmar que, uma vez que em consórcios de gramíneas e leguminosas a aduba  o nitrogenada não    utilizada, a emissão de GEE relacionadas    síntese, processamento e transporte de fertilizantes    nula.

Eficácia: Existem poucos estudos sobre a emissão de NH_3 e N_2O do N fixado por leguminosas e em compara  o com emissões de N oriundo de fertilizantes. No entanto, segundo a base de dados Ecoinvent (2021), evita-se a emissão de 5,42 kg de CO_2 por kg de fertilizante nitrogenado sintetizado, processado e transportado.

Distribuição mais uniforme dos dejetos animais via práticas de manejo do pastejo

Descrição: a melhor distribuição da excreta resume-se, basicamente, em práticas de manejo que façam com que os animais se distribuam homoganeamente no espaço ao longo do tempo, para que as excretas também sejam mais distribuídas, pois a quantidade depositada em determinado local é diretamente proporcional ao tempo de permanência dos animais naquela área (White, 2001).

O padrão no qual os nutrientes voltam para a pastagem na forma de fezes e urina não é uniforme e é fortemente influenciado pelo comportamento do rebanho (como descanso, ingestão de água, alimentação, ruminação, interações sociais, período de ordenha), o qual, por sua vez, é influenciado pelo manejo do sistema (uso de lotação rotativa ou contínua, taxa e densidade de lotação adotada, localização de bebedouros e da ordenha, suplementação, presença e distribuição de sombras, homogeneidade do lote, etc.). Frequentemente, os animais ingerem o pasto e excretam os nutrientes em locais não produtivos da fazenda, como currais e sala de ordenha (Auerswald, 2010), além dos locais em que eles se congregam, como debaixo de árvores, próximos a porteiras e bebedouros, áreas longe de rodovias, cumes e colinas (Gillingham; During, 1973).

Modo de ação: as perdas por volatilização de NH_3 , emissão de N_2O e lixiviação de NO_3^- são favorecidas pelas altas concentrações de N e C localizadas nos locais de deposição das excretas (Saggar et al., 2004). O aumento das perdas de N em locais de agrupamento dos animais é devido não só à concentração espacial das excretas, mas também ao fato do capim crescer pouco nesse local por ser muito pastejado e pisoteado. O baixo crescimento do pasto reduz a demanda por absorção de N e o baixo crescimento radicular diminui a capacidade de absorção de N (Soussana; Lemaire, 2014; Guiyao et al., 2017), havendo pouco aproveitamento das excretas como fertilizante e sobra de excretas para serem perdidas ao meio ambiente. Adicionalmente, nas áreas de descanso nas pastagens há alto pisoteio com pouca proteção à compactação (isto é, material vegetal vivo ou morto) (Flores et al., 2007; Balbinot Junior et al., 2009), causando compactação do solo (Tollner et al., 1990), levando a maior desnitrificação e emissão de N_2O (Saggar et al., 2004). Assim, adotar práticas de manejo das pastagens que visem a melhor distribuição das excretas evita a existência de ambientes com alta deposição e concentração de excretas em locais não produtivos, como bebedouros e áreas de descanso, propícios ao baixo aproveitamento dos nutrientes das excretas por serem susceptíveis a vários processos de perdas de nutrientes.

De forma geral, o aumento na taxa de lotação (ou seja, número de animais dividido pela área total) irá aumentar a proporção de forragem consumida pelos animais, diminuindo a reciclagem por senescência e ampliando a reciclagem por excreta (Thomas, 1988; Thomas et al., 1992). Entretanto, a relação entre densidade de lotação e a concentração de nutrientes não é direta e nem simples e depende do tipo de lotação (contínua ou rotativa). Na lotação rotativa, a densidade de lotação, diferentemente da taxa de lotação, representa o número de animais dividido pela área ocupada pelos animais no momento, ou seja, a relação entre a somatória de peso dos animais pela área do piquete onde os animais encontram-se naquele momento. No caso de lotação contínua, o valor será o mesmo da taxa de lotação. Dessa forma, períodos curtos de pastejo com altas densidades de lotação, característicos da lotação rotativa, promovem distribuição de excreta mais uniforme que outros manejos de pastejo (Peterson; Gerrish, 1996; Gusmão et al., 2015).

Nesse cenário, a subdivisão de pastos (passar da lotação contínua para a rotativa, ou aumentar o número de piquetes na lotação rotativa) deve resultar em melhor distribuição de excretas, com maior magnitude quanto maior for o número de piquetes adotados, até o limite tolerado pelo sistema. Maiores densidades de lotação, com subdivisões do pasto, aumentam a competição por forragem, diminuindo a oportunidade de seleção de forragem pelos animais, reduzindo o tempo

gasto debaixo de sombra e próximo de fontes de   gua (Mathews et al., 1999), além de diminuir a rejei  o de consumo de forragem em locais defecados.

Além disso, o tempo de pastejo pode aumentar com a densidade de lota  o, pois os animais tendem a passar mais tempo pastejando quando a oferta de forragem (rela  o entre massa seca de forragem e peso vivo animal)    menor (Sollenberger; Burns, 2001). Vale ressaltar, no entanto, que ofertas de forragem abaixo de um certo limite, característico de cada espécie forrageira, reduzem o desempenho animal, razão pela qual essa medida de manejo deve ser considerada com cautela.

Deve-se atentar com a interpreta  o e significância da rela  o entre densidade de lota  o e distribui  o da excreta. Analisando um contexto mais amplo e relacionando-se a taxa de lota  o, a densidade de lota  o, a distribui  o das excretas e as emissões de NH_3 e N_2O , destaca-se que a intensidade do pastejo (ou seja, a porão do pasto produzida consumida pelo animal)    proporcional    quantidade de nutrientes do pasto que será reciclado via excreta. Dessa maneira, pastejos mais severos (com maiores taxas de lota  o) levam a maior propor  o de forragem ingerida e reciclada via excreta, enquanto pastejos mais lenientes levam a maior reciclagem do pasto via senescência (Soussana; Lemaire, 2014). Nesse contexto, maiores taxas de lota  o podem levar a maiores quantidades absolutas de perdas por volatiliza  o de NH_3 e N_2O , mas não necessariamente maiores emissões por produto animal produzido. Por outro lado, maiores densidades de lota  o (que podem ser obtidas com aumento no número de piquetes - subdivisões da área - ou com aumentos na taxa de lota  o) levam a melhor distribui  o da excreta e, conseqüentemente, a menores emissões de GEE, principalmente se as emissões forem analisadas em rela  o    quantidade de produto animal produzido.

Embora o efeito do manejo do pastejo possa ter papel preponderante na distribui  o da excreta, em algumas condi  es climáticas esse efeito pode ser menor ou até nulo. Em climas tropicais e subtropicais,    comum que os animais se agrupem embaixo de sombras e próximos a bebedouros nas horas mais quentes do dia, independentemente do manejo do pastejo utilizado (Mathews et al., 1994; White et al., 2001), de maneira que a localiza  o das sombras e bebedouros possuem maior influência na distribui  o de excretas do que o manejo do pastejo nesses locais. Mathews et al. (1999) registraram que no Havaí, a localiza  o da sombra tem maior efeito na distribui  o dos animais no espaço ao longo do tempo do que a localiza  o do bebedouro.

Em estudo realizado por Dubeaux et al. (2009) na Flórida (clima quente e úmido) foi observado que a umidade, a temperatura e a velocidade do vento explicaram 49% do comportamento animal. Devido ao efeito predominante da localiza  o de sombras e bebedouros quando comparado ao método de pastejo (portanto, oportunidade de sele  o da forragem a ser ingerida) em climas muito quentes, Sollenberger et al. (2001) sugeriram que, se há existência de vantagens na distribui  o de nutrientes em sistemas rotativos quando comparados a sistemas de lota  o contínua, essa vantagem    consequência do fato dos animais usarem um ponto de sombra/bebedouro para cada piquete, aumentando a homogeneidade de distribui  o de excreta na área total.

Vale destacar, no entanto, que nos estudos realizados na Flórida (Dubeux Junior et al., 2009) e no Havaí (Mathews et al., 1999) não houve registros de comportamento animal no período noturno, os quais, devido    amplitude térmica diária, poderiam apresentar altera  es, resultando em padrões diferenciados de distribui  o de excreta. O estudo de Gusmão et al. (2015) mostrou maior homogeneidade na distribui  o de excretas em sistemas com maior densidade de lota  o, mesmo no verão quente do clima subtropical úmido brasileiro (Figura 2). Não está claro se esse fato    explicado exclusivamente pelo maior número de cochos de sal e bebedouros em sistemas sob lota  o rotativa, ou por esta característica estar aliada a maior competi  o para obten  o de forragem pelos animais.

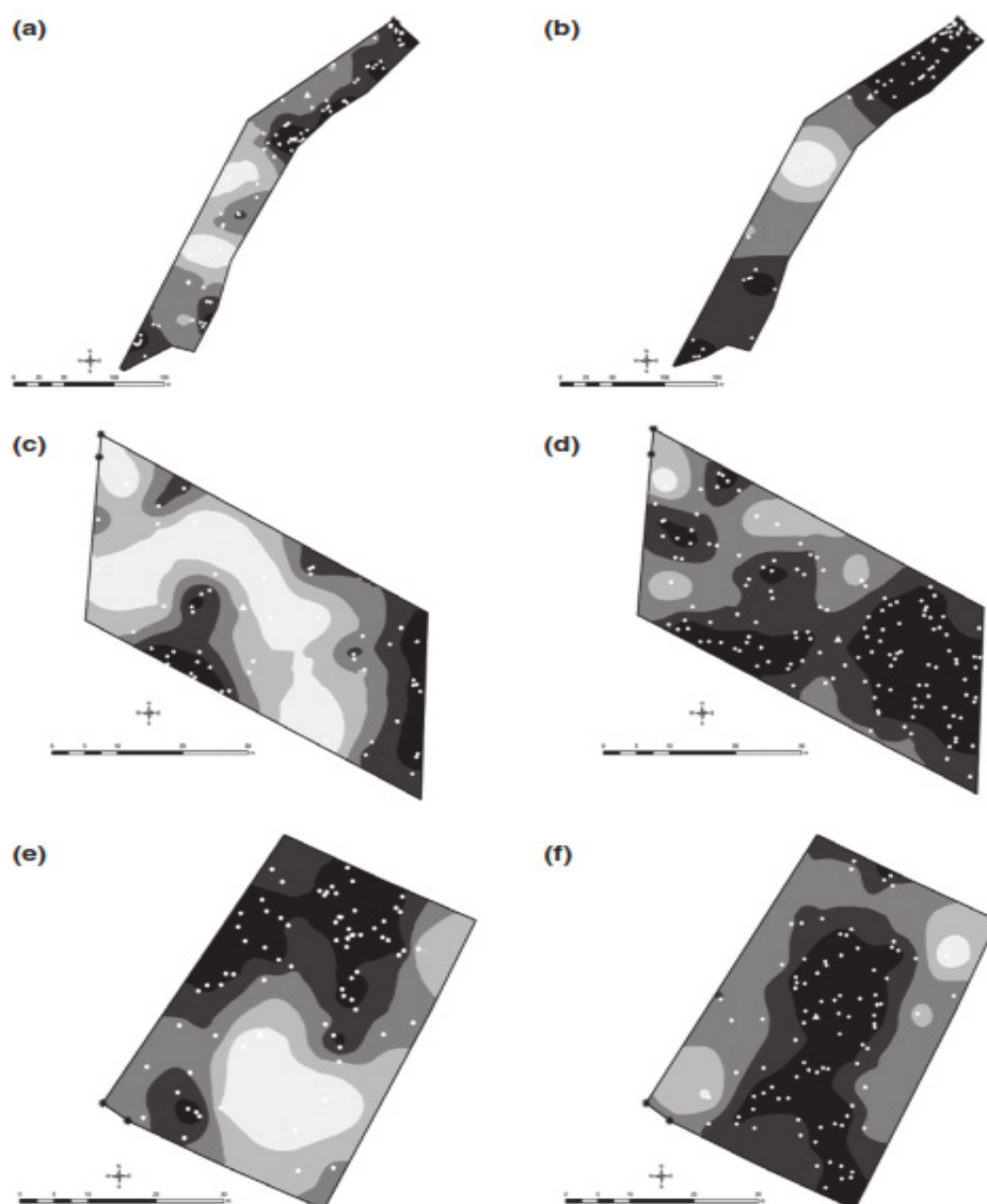


Figura 2.1. Distribuição de manchas de urina em pastagens degradadas (a, b), pastagens de sequeiro com alta lotação (c, d) e pastagens irrigadas com alta lotação (e, f), durante as estações chuvosa (a, c, e) e seca (b, d, f) em São Carlos, SP.

▲ Estação total GPS; - cerca; ● adesivo de urina; + comedouro mineral coberto; † comedouro de sal; ◆ bebedouro; * porteira.

Fonte: Gusmão et al. (2015).

Eficácia: apesar do manejo do pastejo ser citado na literatura para melhorar a distribuição da excreta e esta ser citada como uma forma efetiva de reduzir as perdas por volatilização de NH_3 e emissão de N_2O , há insuficiência de dados que quantifiquem o efeito causado pela melhor distribuição da excreta (como consequência da alteração do manejo do pastejo) na diminuição da emissão de NH_3 e N_2O , uma vez que quantidades muito altas de N retornando ao mesmo local do solo em período curto de tempo têm menor aproveitamento pelas plantas e maiores chances de perdas.

Uso de fertilizantes de eficiência aumentada

Descri  o: os fertilizantes de eficiência aumentada disponibilizam o N gradualmente para o solo, planta e microrganismos. Estes podem ser divididos em três grupos: (i) compostos nitrogenados orgânicos que necessitam de decomposi  o biológica e química dos produtos para serem solubilizados, como por exemplo, ureia-formaldeído (UF) e isobutileno diureia (IBDU); (ii) fertilizantes com barreira física, podendo essas serem compostas de polímeros orgânicos, como termoplásticos e resinas ou materiais inorgânicos, como enxofre e zeólitas (grupo com mais de 50 tipos de minerais de ocorrência natural ou sintetizadas), podendo ser hidrofóbicas ou hidrofílicas; e, (iii) compostos inorgânicos de baixa solubilidade, como fosfatos metálicos de NH_4^+ e rochas fosfáticas parcialmente aciduladas (Campana, 2008; Hadi et al., 2008; Machado, 2015; Lam et al., 2019; Zhang et al., 2019).

Modo de a  o: os fertilizantes nitrogenados de eficiência aumentada fornecem N ao solo, plantas e microrganismos paulatinamente ao invés de altas doses únicas, o que torna o N menos susceptível    perdas via NH_3 e N_2O e mais disponível para a absor  o pelas plantas.

Eficácia: embora alguns estudos indiquem aumento na emissão de N-NH_3 , provavelmente devido    condi  es climáticas no decorrer do tempo, a grande maioria indica redu  o que pode variar de 2,4 a 98,2%. Efeito dos fertilizantes de eficiência aumentada também pode ser observado sobre a emissão de N_2O , mesmo que esta tecnologia vise reduzir a emissão de NH_3 ; em dois estudos com fertilizantes de eficiência aumentada foram relatadas diminui  es de 39,4% (Zhang et al., 2019) e 94,6% (Hadi et al., 2008) da emissão de N_2O (Tabela 2.2).

Uso de fertilizantes com inibidores de rea  o química

Descri  o: os fertilizantes com inibidores de rea  es químicas visam reduzir rea  es químicas chave para os processos de forma  o da NH_3 e N_2O e podem ser divididos em dois grupos: (i) inibidores da urease, que inibem ou atrasam a hidrólise da ureia para NH_3 limitando a a  o da enzima urease. Como exemplos, podem ser citados o tiofosfato de N-(n-butil) triamida (NBPT), fenilfosforodiamidato (PPD/PPDA), e hidroquinona; e, (ii) inibidores de nitrifica  o, que inibem a oxida  o biológica do N amoniacal (na forma de NH_4^+) em N nítrico (na forma de NO_3^-). Como exemplos, podem ser citados o 2-cloro-6-triclorometil piridina (nitrapirina), o 2-cloro-6-triclorometil-piridina (pirimidina), o dicianodiamida (DCD) e o fosfato de 3,4- dimetilpirazila (DMPP) (Trenkel, 2010).

Modo de a  o: no caso dos inibidores da urease ocorre a diminui  o da volatiliza  o de NH_3 , pois os inibidores causam a limita  o da hidrólise da ureia, atrasando essa rea  o de sete a 14 dias (Trenkel, 2010), o que aumenta a chance para a incorpora  o do N no solo devido    chuvas, antes que haja hidrólise e volatiliza  o de NH_3 . Além disso, pode ocorrer redu  o na emissão de N_2O , pois a libera  o paulatina de N distribui a disponibilidade do N no tempo, diminuindo sua disponibilidade nos diversos momentos, inclusive nos de anaerobiose decorrentes do excesso de umidade e condi  es favoráveis    desnitrifica  o (Almeida et al., 2015).

A a  o dos fertilizantes com inibidores da nitrifica  o na redu  o da emissão do N_2O baseia-se no fato de que, de maneira geral, o N deve estar na forma de NO_3^- para haver desnitrifica  o e emissão de N_2O , enquanto esses fertilizantes mant  m o N na forma de NH_4^+ .

Eficácia: estudos indicam variação de 2,6 até 99 % na redução de emissão de NH_3 . O mesmo ocorre para o N_2O , com reduções entre 2,55 até 100% (Al-Kanani et al., 1994; Campana, 2008; Massey et al., 2011; Abalos et al., 2012; Machado, 2015; Silva et al., 2017; Lam et al., 2019).

Uso de fontes de N alternativas à ureia

Descrição: uso de fontes alternativas à ureia podem ser fontes minerais, como o sulfato de amônio $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, nitrato de amônio (NH_4NO_3) , ou misturas, como sulfato de amônio + ureia, nitrato de amônio + ureia (uran); fontes orgânicas, como esterco suíno, bovino, cama de frango, biochar (material proveniente da pirólise - decomposição em altas temperaturas - de material vegetal, também conhecido como biocarvão), Ajifer (resíduo líquido da fermentação); e fontes organominerais (mistura física de fertilizantes orgânicos e minerais), que podem ser obtidas de diferentes resíduos orgânicos (como resíduos de criação de aves, suínos ou torta de filtro de cana-de-açúcar), tratados e misturados com macro e micronutrientes, dentre eles o N.

Modo de ação: os modos de ação são diversos, dependendo de quais fontes de N são adotadas. O $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ e o NH_4NO_3 são acidificantes, favorecendo a permanência do N na forma de NH_4^+ em vez de NH_3 , de maneira que a mistura desses fertilizantes com ureia pode reduzir a volatilização de NH_3 . Adicionalmente, o NH_4NO_3 possui parte do N na forma nítrica em vez de amídica, diminuindo a porcentagem de perdas por volatilização.

Os esterco têm composição bastante variável, o que torna difícil a predição de aumento ou redução da volatilização de NH_3 em relação à ureia. A volatilização pode ser alta, já que o pH é geralmente alcalino (Van Horn et al., 1994). Apesar de não haver garantia na diminuição da volatilização de NH_3 com o uso de esterco em vez de ureia, a aplicação de esterco não deve ser negligenciada, uma vez que é uma prática que visa o reaproveitamento do N perdido no sistema. A adição de biochar à ureia aumenta a adsorção do NH_4^+ por possuir elevada capacidade de troca de cátions, além de alto poder tampão do solo (Chan et al., 2008). O Ajifer provavelmente apresenta perdas baixas de N por volatilização em relação à ureia devido ao seu baixo pH (Costa et al., 2003). Os fertilizantes organominerais possuem menor reatividade química do que os minerais, liberando o N gradativamente para o solo.

Eficácia: os resultados são variáveis para ambos os gases, devido ao grande número de opções para fertilização nitrogenada. Para a NH_3 foram registrados desde aumentos de 42,9% na emissão com utilização de fertilizante organomineral até diminuição de 99% com o uso de NH_4NO_3 (Massey et al., 2011; Fries e Zanetti, 2021). De uma maneira geral, os fertilizantes orgânicos e organominerais têm resultados variáveis, enquanto os fertilizantes sintéticos alternativos à ureia têm resultados consistentes em diminuir a emissão de NH_3 (Andreucci, 2007). Para o N_2O , podem ocorrer aumentos expressivos com o uso de microalgas e biofilmes, até reduções de 41,1% quando outras fontes são utilizadas (Castro, 2016; Adekun et al., 2021).

Práticas de manejo para redu  o da volatiliza  o de NH_3 decorrentes da aplica  o de ureia: aplica  o incorporada no solo, parcelamento da aplica  o, irriga  o ou chuva após aplica  o

Descri  o: ado  o de práticas de manejo que diminuam a volatiliza  o de NH_3 na utiliza  o de ureia não protegida, como aplica  o mecanizada ou manual de ureia incorporada no solo, durante o estabelecimento ou renova  o do pasto, ou aplica  o em sulcos sobre o pasto estabelecido (apenas para pastos passíveis de mecaniza  o); aplica  o de lâminas de irriga  o logo após a aplica  o de ureia em sistemas irrigados ou ocorrência de chuvas posteriores    aplica  o de ureia em sistemas de sequeiro, de forma que a lâmina da água seja maior que 3,2 mm (Alves, 2009); e haja parcelamento da dose total de N, aplicando-se mais vezes, porém em quantidades menores, seja por aplica  o manual ou mecanizada.

Modo de a  o: a incorpora  o de ureia aumenta o contato do fertilizante com o solo, aumentando a adsor  o de NH_4^+ . Além disso, conforme a amônia difunde-se para a superfície do solo e distancia-se dos grânulos de ureia, este encontra pH mais baixo, favorecendo a forma  o de NH_4^+ em vez de permanecer na forma de NH_3 (Rodrigues; Kiehl, 1986). A precipita  o pluviométrica ou aplica  o de lâminas de irriga  o, se suficientes, incorporam o fertilizante no solo, promovendo condi  o  es semelhantes    da ureia aplicada em profundidade. O parcelamento da dose total de N garante a disponibilidade paulatina do N no solo, disponibilizando o N em maior conformidade com a necessidade da planta e, portanto, aumentando a eficiência de absor  o pelas plantas e diminuindo as perdas por emissão de NH_3 e N_2O , além das perdas por lixivia  o de NO_3^- .

Eficácia: diminui  o  es de 16,7 até 100% na emissão de NH_3 , com tendência de aumento de acordo com o aumento da profundidade em que a ureia    incorporada, com a lâmina de água aplicada e com o número de parcelas da aduba  o (Ernst; Massey, 1960; Fenn; Miyamoto, 1981; Rao; Batra, 1983; Al-Kanani et al., 1994; Fontoura; Bayer, 2010; Rochette et al., 2014). Os resultados para N_2O são variáveis, ocorrendo desde aumentos na emissão de N_2O de 75,4% até diminui  o  es de 33,1% (Tabela 2.2). Vale destacar que    provável que o aumento na emissão via N_2O seja decorrente da diminui  o da emissão de NH_3 , garantindo que maior quantidade de N permaneça no solo e possa ser emitido via N_2O caso as condi  o  es sejam favoráveis para isso.

Tabela 2.2. Efeito das práticas de manejo para redução da volatilização de amônia (NH₃) e emissão de óxido nítrico (N₂O) no solo.

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
NH₃							
Piracicaba, São Paulo, Brasil	Ajifer (A), cama de frango (CDF), esterco bovino (E), nitrato de amônio (NA), ureia (U) dose aplicada foi de 100 kg ha ⁻¹ de N	Ciclo 1: A= 3,15%; CDF= 23,97%; E=26,42%; NA=9,68%; U=22,2% Ciclo 2: A=0,66%; CDF=15,88%; E=6,01%; NA=0,48%; U=22,50% Ciclo 3: A=2,70%; CDF=11,93%; E=2,71%; NA=0,51%; U=40,12%	Ciclo 1: A= diminuição de 85,81%; CDF= aumento de 7,97%; E= aumento de 19,00%; NA= diminuição de 9,68% Ciclo 2: A= diminuição de 97,06%; CDF= diminuição de 29,42%; E= diminuição de 73,29%; NA= diminuição de 97,87% Ciclo 3: A= diminuição de 93,27%; CDF= diminuição de 70,26%; E= diminuição de 93,25%; NA= diminuição de 98,73%	Nitossolo Vermelho Eutrófico (baixo gradiente textural, profundo, bem estruturado, textura argilosa a muito, argilosa) pH 0-20 cm de profundidade do solo: 5,4 pH 20-40 cm de profundidade do solo: 5,3 pH 40-60 cm de profundidade do solo: 5,2	Subtropical úmido	Andreucci (2007)	Estudo de campo Foram avaliados pastos de capim elefante (<i>Pennisetum purpureum</i> Schum.) Perdas por volatilização de NH₃ acumuladas após 84 horas em três ciclos Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Piracicaba, São Paulo, Brasil	Uréia (T1), uran (T2), uréia + sulfato de amônio (T3) e Ajifer (T4). Dose de N de 100 kg ha ⁻¹	T1 = 36%; T2 = 15%; T3 = 35%; T4 = 9%	T2 = diminuição de 58,33%; T3= diminuição de 2,78%; T4= diminuição de 75%	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (gradiente textural, superfície arenosa, baixo V%). pH 0-10 cm de profundidade do solo: 4,3 pH 10-20 cm de profundidade do solo: 4,7 pH 20-40 cm de profundidade do solo: 4,3	Subtropical úmido	Costa (2003)	Estudo de campo Cana de açúcar de terceira soca, cultivar SP 80-1842 Perdas por volatilização de NH₃ acumuladas por 40 dias. Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Embrapa Pecuária Sudeste, em São Carlos, São Paulo, Brasil	Ureia (U), Super N (ureia + NBPT; SN), Ureia + Zeólita 12,5% (U+Z12,5), Ureia + Zeólita 25% (U+Z25), Ureia + Zeólita 50% (U+Z50), Ureia-adubação foliar (U-foliar), ureia + sulfato de amônio 25% (U+SA25), nitrato de amônio (NA) Dose aplicada de 50 e 100 kg/ha de N. No verão/07 e inverno/07 utilizou-se dose de 50 kg/ha de N para adubos sólidos e 15 kg/ha de N para pulverização foliar e para o verão/08 as doses foram duplicadas	Verão de 2007: U= 39,6% SN= 7,8% U+Z12,5= 8,4% U+Z25= 6% U+Z50= 4,6% U-Foliar= 2% U+SA25= 11,6% NA= 5,2% Inverno de 2007: U= 6,2% SN= 3,8% U+Z12,5= 5,4% U+Z25= 8,8% U+Z50= 4% U-Foliar= 3,3% U+SA25= 5,6% NA= 0,8% Verão de 2008: U= 11,1% SN= 10,1% U+Z12,5= 12,5% U+Z25= 12,2% U+Z50= 14,6% U-Foliar= 1,7% U+SA25= 9,9% NA= 4,3%	Verão de 2007: SN= diminuição de 80,30% U+Z12,5= diminuição de 78,78% U+Z25= diminuição de 84,84% U+Z50= diminuição de 88,38% U-Foliar= diminuição de 94,94% U+SA25= diminuição de 70,70% NA= diminuição de 86,86% Inverno de 2007: SN= diminuição de 38,70% U+Z12,5= diminuição de 12,90% U+Z25= Aumento de 41,94% U+Z50= diminuição de 35,48% U-Foliar= diminuição de 46,23% U+SA25= diminuição de 9,68% NA= diminuição de 87,09% Verão de 2008: SN= diminuição de 9,01% U+Z12,5= aumento de 12,61% U+Z25= aumento de 9,91% U+Z50= aumento de 31,53% U-Foliar= diminuição de 84,98% U+SA25= diminuição de 10,81% NA= diminuição de 61,26%	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (profundo, textura média, baixa CTC e baixa V%) pH do solo: 4,9	Subtropical úmido	Campana (2008)	Dois experimentos de campo <i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia Emissões acumuladas de NH₃ em 22 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Alcalá de Henares, Madrid, Espanha	Ureia (U), Ureia + inibidor urease [NBPT] (U+inibidor) Dose de N de 120 kg ha ⁻¹	Emissões de NH₃: U= 6,75% U+Inibidor= 2,85%	Emissões de NH ₃ : U+Inibidor= diminuição de 57,78%	Cambissolo (pouco profundo, textura média, altos teores de C e Mg, alta CTC e V%) pH início: 7,6	Clima mediterrânico de verão quente	Abalos et al. (2012)	Estudo de campo Cultivo de cevada Emissões de NH₃ de 30 dias acumulados Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)

Tabela 2.2. continua  o...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em rela��o ureia (%)	Classifica��o/pH	Clima (K��ppen)	Referência	Observa��es
NH ₃							
Estudos em várias partes do mundo	Ureia (U), Ureia + inibidor urease (U+NBPT) Os estudos continham doses de 30 a 900 kg N ha ⁻¹ .	U= 31% U+NBPT= 14,8%	U+NBPT= diminui��o de 52,26%	Textura arenosa a média pH varia de 4,5 a 8,5	Variando de temperado, tropical, ��rido ou frio	Silva et al. (2017)	Metanálise Incluindo estudos com pastagens de gramíneas e trevo, lavouras de milho, arroz, cana, trigo, cevada e algodão Os estudos incl��iram a volatiliza��o e capacidade produtiva Modelo com ensaio de volatiliza��o de NH ₃ acumulada de até 42 dias
Metanálise com 120 estudos distribuídos entre EUA (20), Canadá (4), Brasil (8) e China (83).	Ureia, ureia protegida (revestimento de CRU) Doses variáveis		CRU gerou diminui��o emissão de amônia (NH ₃) 23,8%	Vários tipos de solos pH do solo: variável	Variável	Zhang et al. (2019)	Cultura do milho Contendo apenas dados de experimentos de campo Com tratamentos replicados e o número de replica��es indicadas Os fertilizantes eram restritos a CRU (materiais de revestimento incluídos resina, polímero, poliolefinas e materiais termoplásticos) ureia, e a taxa total de aplica��o de N para tratamento (CRU) e controle (ureia) foi igual A emissão de NH ₃ foi avaliada por métodos comumente usados
Universidade Agrícola de Shandong, província de Shandong, China	fertilizante composto comum (CCF), fertilizante de libera��o controlada revestido com resina (CRFIII), fertilizante de libera��o controlada revestido com enxofre (SCFIII), além de CCF e 75% CRF (CRFII) e SCF (SCFII), 50% CRF (CRFI) e SCF (SCFI) e sem fertilizante doses de cada fertilizante aplicado: CCF, CRFIII e SCFIII: 300kg N ha ⁻¹ CRFI e SCFI: 150 kg N ha ⁻¹ CRFII e SCFII: 225kg N ha ⁻¹	CCF= 3,52% CRFI= 1,49% CRFII= 1,40% CRFIII= 1,88% SCFI= 2,53% SCFII = 1,80% SCFIII= 1,96%	CRFI= diminui��o de 57,77% CRFII= diminui��o de 60,10% CRFIII= diminui��o de 46,50% SCFI= diminui��o de 28,22% SCFII = diminui��o de 48,74% SCFIII= diminui��o de 44,32%	Textura média pH do solo: 6,1	Continental ��mido de verão quente	Zhao et al. (2013)	Experimento de campo Cultura do milho As perdas acumuladas de NH ₃ por 53 dias. Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Centro de Pesquisa e Extensão Agrícola de Arkansas localizado em Fayetteville, Arkansas, EUA	Ureia (U), Esterco de frango peletizado (PPL), Nitrato de amônio (NA), ureia tratada com NBPT (U+NBPT) Dose de 133 kg N ha ⁻¹	U + NPBT= 3,13 NA= 0,6 Ureia= 15,6 PPL= 1,13	U+NPBT= diminui��o de 79,94% NA= diminui��o de 96,15% PPL= diminui��o de 92,76%	Argissolo (gradiente textural) pH do solo em 2006: 5,3 pH do solo em 2007: 5,3 pH do solo em 2008: 5,5	Subtropical ��mido	Massey et al. (2011)	Experimento de campo Gramma-bermuda <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. Produ��o de feno e pastagem. As perdas acumuladas de NH ₃ após 15 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Wye, Sul da Austrália, Austrália	Ureia (U), Ureia com inibidor de urease (U+NBPT) e ureia revestida com polímero de libera��o controlada (U+DMPP) Dose de 50 kg N ha ⁻¹	U= 11,4 U+NBPT= 5,7% U+DMPP= 2,2%	U+NBPT= diminui��o de 50% U+DMPP= diminui��o de 80,70%	Cambissolo (pouco profundo) pH do solo: 4,9	Clima oceânico temperado	Lam et al. (2019)	Experimentos de campo Pastagens temperadas dominadas por azevém perene (<i>Lolium perenne</i>) Emissão acumulada de NH ₃ durante 20 dias
Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento em Agroambiente, Quebec City, Canada	Aplica��o de Ureia em faixas espaçadas de 0,75m. Nas profundidades de 0, 2,5, 5,0 e 7,5 cm em trincheiras estreitas Dose de 164 kg de N ha ⁻¹	Ureia= 50% Ureia 2,5= 32,5% Ureia 5= 15% Ureia 7,5= 0%	Ureia 2,5= diminui��o de 35% Ureia 5= diminui��o de 70% Ureia 7,5= diminui��o de 100%	Cambissolo (pouco profundo, textura média) pH do solo: 6	Continental ��mido de verão fresco	Rochette et al. (2014)	Experimento de campo Sem cultura instalada e sem plantas daninhas (solo cultivado anteriormente com cevada) Emissões de NH ₃ volatilizada durante 25 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Fazenda experimental da EPAMIG, Patos de Minas, Minas Gerais, Brasil	Nitrato de Amônio (NA), ureia convencional (U), ureia polimerizada (U Pol 1 e U Pol 2), Fertilizante Produco��* (U Cu+B), ureia NBPT e organomineral (OM) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	U= 3,86% U Pol 1= 8,12% U+NBPT= 3,38% U Cu+B= 5,25% NA= 5,41% U Pol 2= 0,55% OM= 1,63%	U Pol 1= aumento de 110,43% U+NBPT= diminui��o de 12,48% U Cu+B= aumento de 36,02% NA= aumento de 40,13% U Pol 2= diminui��o de 85,78% OM= diminui��o de 57,82%	Latossolo Vermelho Eutroférico (profundo e bem estruturado, textura argilosa, baixa CTC e alta reten��o de P) pH do solo: 5,94	Clima de savana	Experimento 2 - Machado, (2015)	Experimento de campo Os fertilizantes foram aplicados a lanço sobre a cultura do milho sequeiro Volatiliza��o NH ₃ no período de 24 dias

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Wageningen, Holanda	Murohoni: Ureia superfície (MUS), Murohoni: Ureia misturada nos primeiros 5 cm de solo (M5), Karaba: Ureia superfície (KUS), Karaba: Ureia misturada nos primeiros 5 cm de solo (K5) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	MUS= 11,56% M5= 4,29% KUS= 52,16% K5= 20,52%	M5= diminuição de 62,93% K5= diminuição de 60,67%	Vertissolo (textura argilosa, altos teores de Ca e Mg, alta CTC e V%, expande e contrai – fendas) pH do solo de 6 a 7,6	Condições ambientais controladas 20°C por 6 a 11 dias	Sigunda et al. (2002)	Experimento de laboratório Efeito na Volatilização NH ₃ no período de 8 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Ureia superfície (US), Ureia misturada nos primeiros 0,64 cm de solo (U064), Ureia misturada nos primeiros 1,3 cm de solo (U13), Ureia misturada nos primeiros 3,8 cm de solo (U38) Dose de 112 kg de N por ha ⁻¹	US= 16,07% U064= 13,39% U13= 11,16% U38= 4,46%	U064= diminuição de 16,67% U13= diminuição de 30,56% U38= diminuição de 72,22%	Textura média pH do solo de: 5 a 7,5	Condições ambientais controladas	Ernst e Massey (1960)	Experimento de laboratório Volatilização de NH ₃ em 10 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Ureia superfície (US), Ureia colocado nos primeiros 1,25 cm de solo (U125), Ureia colocado nos primeiros 2,5 cm de solo (U25), Ureia colocado nos primeiros 3,75 cm de solo (U375), Ureia colocado nos primeiros 5,0 cm de solo (U50), Ureia colocado nos primeiros 6,25 cm de solo (U625), Ureia colocado nos primeiros 7,5 cm de solo (U75) Dose de 40 kg de N por ha ⁻¹	US= 60% U125= 51% U25= 47% U375= 32% U50= 16% U625= 15% U75= 4%	U125= diminuição de 15% U25= diminuição de 21,67% U375= diminuição de 46,67% U50= diminuição de 73,33% U625= diminuição de 75% U75= diminuição de 93,33%	Planossolo Nátrico (gradiente textural expressivo, altos teores de Na - salino e sódico) pH do solo de: 7,8 a 10,6	Condições ambientais controladas	Rao e Batra (1983)	Experimento de laboratório Volatilização de NH ₃ em 16 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Formas de aplicação como mistura seca, tablets e solução em água amônio lignossulfonato (LS), triamida tiofosfórica (NBPT) e fenilfosforodiamida (PPD) em NH ₃ , perda do fertilizante ureia. Avaliação das perdas de NH ₃ da ureia aplicada na superfície e da ureia em faixas (2 cm abaixo da superfície do solo) Dose de 387 kg N ha ⁻¹	Mistura seca: Ureia = 5,32% Ureia + LS= 2,89% Ureia + NBPT= 1,03% Ureia + PPD= 1,16% Ureia + NBPT + LS= 3,05% Ureia + PPD + LS= 3,20% Tablet: Ureia + LS= 0,62% Ureia + NBPT= 0,51% Ureia + PPD= 0,59% Ureia + NBPT + LS= 0,80% Ureia + PPD + LS= 0,90% Solução: Ureia = 4,11% Ureia + LS= 0,54% Ureia + NBPT= 0,10% Ureia + PPD= 0,13% Ureia + NBPT + LS= 0,70% Ureia + PPD + LS= 0,67%	Mistura seca: Ureia + LS= diminuição de 45,63% Ureia + NBPT= diminuição de 80,58% Ureia + PPD= diminuição de 78,16% Ureia + NBPT + LS= diminuição de 42,72% Ureia + PPD + LS= diminuição de 39,81% Tablet: Ureia + LS= diminuição de 88,35% Ureia + NBPT= diminuição de 90,29% Ureia + PPD= diminuição de 88,83% Ureia + NBPT + LS= diminuição de 84,95% Ureia + PPD + LS= diminuição de 83,01% Solução: Ureia = diminuição de 22,82% Ureia + LS= diminuição de 89,81% Ureia + NBPT= diminuição de 98,06% Ureia + PPD= diminuição de 97,57% Ureia + NBPT + LS= diminuição de 86,89% Ureia + PPD + LS=	Textura argilosa pH do solo de: 5,2	Condições ambientais controladas	Al-Kanani et al. (1994)	Experimento realizado em laboratório Volatilização de NH ₃ em 15 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Não identificado	Ureia superfície (US), ureia em faixas nos primeiros 2,5 cm de solo (U25), Ureia Faixas nos primeiros 5 cm de solo (U5) Dose de 550 kg N ha ⁻¹	US= 66% U25= 45% U5= 0%	U25= diminuição de 31,82% U5= diminuição de 100%	Neossolo Flúvico (pouco profundo, textura silteosa, altos teores de Ca e Mg, pH básico) e Cambissolo (alta CTC, textura argilosa, pH básico) pH do solo de: 7,8 a 8	Condições ambientais controladas	Fenn e Miyamoto (1981)	Experimento realizado em laboratório Volatilização acumulada de NH ₃ em 14 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Texas, Estados Unidos	Ureia superfície (US), Ureia aplicada nos primeiros 2,5 cm de solo (U25) Dose de 50 kg N ha ⁻¹	US= 25% U25= 3%	U25= diminuição de 88%	Chernossolo Rêndzico (pH básico, textura siltoza, alto teor de Ca e Mg, alta CTC e V%, superfície com muita matéria orgânica e cor escura) pH do solo: 7,4	Condições ambientais controladas	Bouwmeester et al. (1985)	Experimento de laboratório Volatilização acumulada de NH ₃ em 42 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Paraná, Brasil	Ureia superfície (US), Ureia aplicada nos primeiros 6 cm de solo (U6) Dose de N 150 kg ha ⁻¹	US= 12,5% U6= 1,1%	U6= diminuição de 91,2%	Latossolo Vermelho Distrófico (profundo, textura argilosa, altos teores de Al) pH do solo variando de 4,5 a 5,2	subtropical úmido	Fontoura e Bayer (2010)	Experimento de campo Avaliação até o estádio V5 de milho cultivado em SPD Volatilização acumulada de NH ₃ em 20 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
South Johnstone, Queensland, Austrália	Ureia superfície (US), Ureia aplicada nos primeiros 4cm de solo (U4) Dose de N 160 kg ha ⁻¹	US= 37% U4= 6%	U4= diminuição de 83,78%	Chernossolo (altos teores de Ca e Mg, textura argilosa, alta CTC e V%) e Latossolo (profundo, textura muito argilosa) pH do solo de: 5,6	Semi-árido quente	Prasertsak et al. (2002)	Experimento de campo Cana de açúcar (<i>Saccharum officinarum</i> L. cv Q138) Volatilização acumulada de NH ₃ em 168 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Buenos Aires, Argentina	Ureia superfície (PD), Ureia banded nos primeiros 5 cm de solo sob plantio-direto (PD5), Ureia superfície sob plantio convencional (PC), Ureia banded nos primeiros 5 cm de solo sob plantio convencional (PC5) Dose de N 60 kg ha ⁻¹	PD= 11,5% PD5= 6,2% PC= 8,6% PC5= 6,4%	PD5= diminuição de 46,09% PC5= diminuição de 25,58%	Chernossolo (altos teores de Ca e Mg, textura argilosa, alta CTC e V%)	Clima subtropical úmido	Palma et al. (1998)	Experimento de campo Cultura do milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 18 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil	Ureia Cu+B-1 Pastilhada (UCB1), Ureia Cu+B-2 Pastilhada (UCB2), UreiaCu+B-3 Pastilhada (UCB3), Ureia + Sulfato de Cálcio Pastilhada (USCa), Ureia Pastilhada (UP), Ureia Granulada (UG), Ureia + NBPT Revestida (UNBPT), Sulfato de Amônio Perolada (SAP) Dose de N 200 kg ha ⁻¹	UCB1= 21,8% UCB2= 36,5% UCB3= 31,9% USCa= 56% UP= 45,7% UG= 46,83% UNBPT= 7,4% SAP= 3,6% = 0%	UCB1= diminuição de 53,45% UCB2= diminuição de 22,06% UCB3= diminuição de 31,88% USCa= aumento de 19,58% UP= diminuição de 2,41% UNBPT= diminuição de 84,20% SAP= diminuição de 92,31%	Planossolo Háplico (gradiente textural expressivo, superfície textura arenosa, baixa CTC e V%) pH do solo de 6,5	Tropical subúmido	Stafanato et al.(2013)	Experimento de laboratório Volatilização acumulada de NH ₃ em 18 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Seropédica, Rio de Janeiro, Brasil	Ureia Compactada/(NH ₄) ₂ SO ₄ (USH), Ureia Compactada/Selementar (Uso), Ureia compactada (NH ₄) ₂ SO ₄ /Selementar/bentonita (USHoB), Ureia Compactada/Selementar/bentonita (USoB), Ureia pastilhada (UP), Ureia	USH= 32% Uso= 34% USHoB= 36% USoB= 40% UP= 42,9% UG= 44,9% UNBPT= 41,4% UPSo= 35% URSo= 45,1% SA= 5%	USH= diminuição de 28,73% Uso= diminuição de 24,28% USHoB= diminuição de 19,82% USoB= diminuição de 10,91% UP= diminuição de 4,45% UNBPT= diminuição de 7,80%	Planossolo Háplico (gradiente textural expressivo, superfície textura arenosa, baixa CTC e V%) pH do solo: 6,5	Tropical subúmido	Oliveira et al. (2014b)	Experimento de laboratório Volatilização acumulada de NH ₃ em 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Uberlândia, Minas Gerais, Brasil	Aplicação superficial de ureia (USUP), ureia incorporada de 5 a 7 cm de profundidade (U57) Dose de N 45 kg ha ⁻¹	USUP= 50% U57= 34%	U57= diminuição de 32%	Latossolo Vermelho-Amarelo (textura média, profundo, baixa CTC e V%) pH do solo: 5,8	Clima de savana	Silva (2002)	Experimento de campo Área de pastagem de <i>Brachiaria brizantha</i> cv. Marandu Volatilização acumulada de NH ₃ em 30 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Uberlândia, Minas Gerais, Brasil	Ureia comum (UC) com doses de N de 90 kg N ha ⁻¹ (UC-90N), 67,5 kg N ha ⁻¹ (UC-67,5N) e 45 kg N ha ⁻¹ (UC-45N), ureia revestida com polímeros (UP) com doses de N de 90 kg N ha ⁻¹ (UP-90N), 67,5 kg N ha ⁻¹ (UP-67,5N) e 45 kg N ha ⁻¹ (UP-45N) Doses de N de 90, 67,5 e 45 kg N ha ⁻¹	UC-90N= 18,23% UC-67,5N= 16,81% UC-45N= 17,38% UP-90N= 15,31% UP-67,5N= 14,86% UP-45N= 22,67%	UP-90N= diminuição de 16,03% UP-67,5N= diminuição de 11,63% UP-45N= aumento de 30,43%	Latossolo Vermelho-Amarelo (textura argilosa, profundo, baixa CTC e V%) pH do solo de 0-10 cm: 5,7 pH do solo de 10-20 cm: 5,2	Clima de savana	Zavaschi (2010)	Experimento de campo Cultura do milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 29 dias
Cassilândia, Mato grosso do Sul, Brasil	ureia convencional (UC), ureia protegida com polímero (UP), ureia com inibidor de uréase (U+NBPT) e nitrato de amônio (NA), Doses de N de 100 kg N ha ⁻¹	UC= 28% NBPT= 19% UP= 20% NA= 3%	NBPT= diminuição de 32,14% UP= diminuição de 28,57% NA= diminuição de 89,29%	Neossolo Quartzarênico (profundo, textura arenosa) pH do solo: 4,8	Clima de savana	Chagas et al. (2017)	Experimento de campo Pastagem com <i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandu Volatilização acumulada de NH ₃ em 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Chapadão do Sul e Selvíria, Mato Grosso do Sul, Brasil	Os fertilizantes nitrogenados foram aplicados como ureia convencional (U) e ureia revestida com polímero (UP) Doses de N de 135 kg N ha ⁻¹	Primeira safra de milho em Chapadão do Sul U= 22,32% UP= 16,64% Primeira safra de milho em Selvíria U= 41,80% UP= 28,93% Segunda safra de milho em Chapadão do Sul U= 35,73% UP= 39,87% Segunda safra de milho em Selvíria U= 20,08% UP= 20,13%	Primeira safra de milho em Chapadão do Sul UP= diminuição de 25,46% Primeira safra de milho em Selvíria UP= diminuição de 30,79% Segunda safra de milho em Chapadão do Sul UP= aumento de 11,57% Segunda safra de milho em Selvíria UP= aumento de 0,22%	Latossolo (profundo, bem estruturado) pH do solo de 4,7 a 5,2	Clima de savana	Kaneko et al. (2019)	Experimento de campo Safrinha de milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 15 dias
Informação não disponível	Ureia (PU), Ureia com 3% de polímero (PCU3), Ureia com 6% de polímero (PCU6), Ureia com gesso (Ureia-G), Nem-cake coated urea (NCU), Ureia protegida com pirita (PYU) Doses de N de 400 kg N ha ⁻¹	PU = 27,5% PCU3 = 17,1% PCU6 = 14,7% Urea-G= 26,5% NCU = 23,3% PYU = 8,6%	PCU3 = diminuição de 37,82% PCU6 = diminuição de 46,55% Urea-G= diminuição de 3,64% NCU = diminuição de 15,27% PYU = diminuição de 68,73%	Cambissolo (pouco profundo, textura média) pH do solo: 8,1	Informação não disponível	Blaise e Prasad (1995)	Experimento de laboratório Volatilização acumulada de NH ₃ em 8 dias
Piracicaba, São Paulo, Brasil	Ureia (U), nitrato de amônio (NA), ureia revestida com ácido bórico e sulfato de cobre (UBS), ureia elemental revestida com enxofre (US) Doses de N de 120 kg N ha ⁻¹	U= 9,08% NA= 0,17% UBS= 8% US= 11,08%	NA= diminuição de 98,17% UBS= diminuição de 11,93% US= aumento de 22,02%	Latossolo Vermelho-Amarelo (profundo, textura média) pH do solo: 4,9	Subtropical úmido	Faria et al. (2014)	Experimento de campo Cultura da cana de açúcar Volatilização acumulada de NH ₃ em 20 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Viçosa, Minas Gerais, Brasil	biofilme de microalgas (Biofilm), ureia comercial (U) Doses de N de 120 kg N ha ⁻¹	Ureia = 18,1% Biofilm = 3,81%	Biofilm = diminuição de 78,96%	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (profundo, bem estruturado, camada superficial escura e espessa, baixo V%) pH do solo: 6,48	Clima de savana	Castro et al. (2016)	Experimento de campo Cultura do milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 41 dias
Sergipe, Brasil	Ureia sulfurada (SU), ureia revestida com organominerais (OMU) e sulfato de amônio (AS), Ureia (U) Doses de N de 150 kg N ha ⁻¹	2015: OMU= 10,2% SU= 18,87% AS= 2,07% UREA= 40,13% 2016: OMU= 4,33% SU= 18,87% AS= 0,67% UREA= 13%	2015: OMU= diminuição de 74,58% SU= diminuição de 52,99% AS= diminuição de 94,85% 2016: OMU= diminuição de 66,67% SU= aumento de 45,13% AS= diminuição de 94,87%	Argissolo Vermelho-Amarelo Distrófico (gradiente textural, baixo V%) pH do solo de 0-20 cm: 5,9	Semiárido quente	Santos et al. (2020)	Experimento de campo Cultura do milho Volatilização acumulada de NH ₃ em 18 dias

Tabela 2.2. continua  o...

Localidade*	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em rela��o ureia (%)	Classifica��o/pH	Clima (K��ppen)	Referência	Observa��es
Fazenda experimental da EPAMIG, Patos de Minas, Minas Gerais, Brasil	Nitrato de Amônio (NA), ureia convencional (U), ureia polimerizada (U Pol 1 e U Pol 2), Fertilizante Producode* (U Cu+B), ureia NBPT e organomineral (OM) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	Ureia= 58,62% U. Pol 1= 13,46% U + NBPT= 24,05% U + Cu+B= 8,76% Nitro= 9,01% U. Pol 2= 1,05% OM= 2,81%	U. Pol 1= diminui��o de 77,04% U + NBPT= diminui��o de 58,97% U + Cu+B= diminui��o de 85,06% NA= diminui��o de 84,62% U. Pol 2= diminui��o de 98,21% OM= diminui��o de 95,20%	Latossolo Vermelho Eutroférico (profundo e bem estruturado, textura argilosa, baixa CTC e alta reten��o de P) pH do solo: 5,94	Clima de savana	Experimento 1 - Machado, (2015)	Experimento de campo Os fertilizantes foram aplicados a lanço sobre a cultura do milho sequeiro Volatiliza��o NH ₃ no período de 24 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Rio Verde, Goiás, Brasil	dejetos líquidos de suínos (SLI) na dose de 180 kg N ha ⁻¹ , cama de frango (ECM) na dose de 149 kg N ha ⁻¹ e uréia (U) na dose de 70 kg N ha ⁻¹	U= 6,3% SLI= 3,83% ECM= 1,62%	SLI= diminui��o de 39,24% ECM= diminui��o de 74,33%	Latossolo Vermelho (profundo, bem estruturado, textura argilosa) pH do Solo: 5,28	Clima de savana	Vanin et al. (2013)	Experimento de campo Brachiaria Marandu Volatiliza��o NH ₃ no período de 6 dias
Quebec City, Canada	Dejetos suínos incorporados (DS5), Dejetos suínos em superfície (DS), Ureia incorporada (U5), Ureia em superfície (U) Dose de 140 kg de N ha ⁻¹	DS5= 15,81% DS= 28,52% U5= 31,56% U= 63,94%	DS5= diminui��o de 75,28% DS= diminui��o de 55,40% U5= diminui��o de 50,64%	Cambissolo Húmico (textura média, superfície espessa, escura, alto teor de carbono) pH do solo 0-5 cm: 5,7 pH do solo 5-10cm: 5,8	Continental ��mido	Rochette et al. (2009b)	Experimento de campo áreas cultivadas <i>Triticum aestivum</i> L. Volatiliza��o NH ₃ no período de 29 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Santiago, Chile	Ureia (U), Chorume de vacas leiteiras (CVL) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	U= 25% CVL= 8,7% Outono de 2010: U= 25,7% CVL= 7,3% Inverno de 2010: U= 1,8% CVL= 3,1% Verão de 2012: U= 15,9% CVL= 20,5%	Primavera de 2009: CVL= diminui��o de 65,61% Outono de 2010: CVL= diminui��o de 71,60% Inverno de 2010: CVL= aumento de 72,22% Verão de 2012: CVL= aumento de 28,93%	Neossolo (raso, alta CTC) pH do solo: 5,7 a 6,5	Clima mediterrânico	Experimento 1 – Salazar et al. (2014)	Experimento de campo Pastagens perenes de azevém (<i>Lolium perenne</i> L.) Volatiliza��o NH ₃ no período de 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Santiago, Chile	Ureia (U), Ureia + NBPT (U+NBPT) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	Primavera de 2010: U= 23,4% U+NBPT= 6,1% Outono de 2011: U= 26% U+NBPT= 7,8% Inverno de 2011: U= 16,2% U+NBPT= 3,5% Verão de 2012: U= 15,9% U+NBPT= 6,3%	Primavera de 2010: U+NBPT= diminui��o de 73,93% Outono de 2011: U+NBPT= diminui��o de 70% Inverno de 2011: U+NBPT= diminui��o de 78,40% Verão de 2012: U+NBPT= diminui��o de 60,38%	Neossolo (raso, alta CTC) pH do solo: 5,7 a 6,5	Clima mediterrânico	Experimento 2 – Salazar et al. 2014	Experimento de campo Pastagens perenes de azevém (<i>Lolium perenne</i> L.) Volatiliza��o NH ₃ no período de 21 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
Santa Maria, Rio Grande do Sul	Adubo mineral aplicado na superfície do solo + cobertura de uréia (NPK + U); Dejetos líquidos bovino (DLB) na superfície do solo + uréia em cobertura (DLBs + U); DLB com DCD na superfície do solo + cobertura de uréia (DLBs + DCD + U); DLB injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + U) e DLB com DCD injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + DCD + U) Dose de 330 kg de N ha ⁻¹ para NPK+U e dose de 305,3 kg de N ha ⁻¹ para os demais	NPK+U= 15,2% DLBs+U= 11,7% DLBi+U= 10,3%	DLBs+U= diminui��o de 23,03% DLBi+U= diminui��o de 32,24%	Argissolo Vermelho Distrófico (gradiente textural, baixo V%, superfície arenosa) pH do solo: 5,3	Subtropical ��mido	Toneto (2016)	Experimento de campo Culturas de trigo e milho Volatiliza��o NH ₃ no período de 21 dias

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Chapadinha, maranhão, Brasil	As fontes de nitrogênio aplicadas foram dejetos líquidos de suínos (DS), cama de frango (CF), uréia (URE), uréia revestida (URE R) e tratamento controle (CON) onde não houve aplicação de fertilizantes. Dose de 120 kg de N ha ⁻¹	URE= 80,87% URER= 66,7% DS= 1,53% CF= 4,03%	URER= diminuição de 17,52% DS= diminuição de 98,10% CF= diminuição de 95,01%	Latossolo Amarelo (profundo, bem estruturado, baixa CTC) pH do solo: 5,09	Clima de savana	Alves et al. (2020)	Experimento de campo Cultura da cana de açúcar Volatilização NH ₃ no período de 364 horas
São Miguel do Oeste, Santa Catarina, Brasil	cama de aves 210 kg ha-1 de N (CA 210), cama de aves 420 kg ha-1 de N (CA 420), cama de aves 630 kg ha-1 de N (CA 630), cama de aves 840 kg ha-1 de N (CA 840), ureia 420 kg ha-1 de N (MI 420) e organomineral 420 kg ha-1 de N (OM 420)	MI 420= 7% CA 210= 1,5% CA 420= 2% CA 630= 2% CA 840= 2% OM 420= 10%	CA 210= diminuição de 78,57% CA 420= diminuição de 71,43% CA 630= diminuição de 71,43% CA 840= diminuição de 71,43% OM 420= aumento de 42,86%	Nitossolo Vermelho (profundo, bem estruturado, baixo gradiente textural, textura argilosa) pH do solo não informado	Subtropical úmido	Fries e Zanetti, (2021)	Experimento de campo Pastagens de Tifton 85, Volatilização NH ₃ no período de 26 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplicação de N)
Chapadinha, Maranhão, Brasil	Ureia (U), cama de frango (CF), dejetos suíno (DS) Dose de 100 kg de N ha ⁻¹	U= 48,1% DS= 0,82% CF= 26,11%	DS= diminuição de 98,30% CF= diminuição de 45,72%	Latossolo Amarelo (profundo, baixa CTC) pH do solo: 4,82	Clima de savana	Silva (2018)	Experimento de campo Cultura da cana de açúcar Volatilização NH ₃ no período de 15 dias
N₂O							
Alcalá de Henares, Madrid, Espanha	Ureia (U), Ureia + inibidor urease [NBPT] (U+inibidor) Dose de N de 120 kg ha ⁻¹	Emissões de N ₂ O: U= 0,8% U+Inibidor= 0,11%	Emissões de N ₂ O: U+Inibidor= diminuição de 86,45%	Cambissolo (pouco profundo, textura média, altos teores de C e Mg, alta CTC e V%) pH início: 7,6	Clima mediterrâneo de verão quente	Abalos et al. (2012)	Estudo de campo Cultivo de cevada Emissões de N ₂ O de 30 dias acumulados
Metanálise com 120 estudos distribuídos entre EUA (20), Canadá (4), Brasil (8) e China (83).	Ureia, ureia protegida (revestimento de CRU) Doses variáveis		CRU gerou diminuição emissão de óxido nitroso (N ₂ O) em 39,4%	Vários tipos de solos pH do solo: variável	Variável	Zhang et al. (2019)	Cultura do milho Contendo apenas dados de experimentos de campo Com tratamentos replicados e o número de replicações indicadas Os fertilizantes eram restritos a CRU (materiais de revestimento incluídos resina, polímero, poliolefinas e materiais termoplásticos) ureia, e a taxa total de aplicação de N para tratamento (CRU) e controle (ureia) foi igual A emissão de N ₂ O foi avaliada por métodos comumente usados
Kalimantan do Sul, Indonésia	Ureia (U), Ureia + ditiocarbamida inibidor de nitrificação (U+DCD) e uréia revestida com Poliolefinas termoplásticas (LP-30) Dose de 90 kg N ha ⁻¹	U= 7,45% U+DCD= 0% LP-30= 0,40%	U+DCD= diminuição de 100,0% LP-30= diminuição de 94,62%	Argissolo (gradiente textural) pH do solo de: 4,6	Clima de monção	Hadi et al. (2008)	Experimento de campo Cultura do milho Solo foi arado e realizada a aplicação de 2 toneladas de calcário e 4 de esterco bovino 3 semanas antes do plantio Emissões de N ₂ O acumuladas de 92 dias.

Tabela 2.2. continua  o...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em rela��o ureia (%)	Classifica��o/pH	Clima (K��ppen)	Referência	Observa��es
Sinop, Mato Grosso, Brasil	tratamentos: controle (não fertilizado); fertilizado com 40 kg N/ha como ure��a (U40); fertilizado com 80 kg N/ha na forma de ure��a (U80); fertilizado com 40 kg N/ha como sulfato amônio (AS40); fertilizado com 80 kg N/ha como sulfato de amônio (AS80)	U40= 0,13% U80= 0,32% AS 40= 0,11% AS 80= 0,19%	AS 40= diminui��o de 14,29% AS 80= diminui��o de 41,12%	Latossolo Vermelho-Amarelo (profundo, bem estruturado, textura média, baixa CTC) pH do solo variando de: 5,5 a 6,5	Clima de mon��es	Nascimento et al. (2021)	Experimento de campo capim-marandu (<i>Brachiaria brizantha</i> [Hochst. Ex A.Rich.] Stapf) Emissão de N ₂ O no solo acumulado durante dois ciclos de 28 dias Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)
El Enc��n, leste de Madrid, Espanha	U��ria (U), U��ria com inibidor de urease (U+NBPT) e, U��ria com inibidor de urease com dicianodiamida inibidor de nitrifica��o (U+NBPT+DCD) Dose de 250 kg N ha ⁻¹	U+NBPT+DCD = 0,68% U+NBPT= 0,61% U= 0,63%	U+NBPT+DCD = aumento de 8,28% U+NBPT= diminui��o de 2,55%	Cambissolo (pouco profundo, textura média, altos teores de Ca e Mg, alta CTC e V%) pH do solo: 7,9	Clima mediterrânico de verão quente	Sanz-Cobena et al. (2012)	Experimento de campo Cultura de milho irrigado (<i>Zea mays</i>) Perdas por volatiliza��o de N ₂ O acumulados de abril a outubro dos anos de 2009 e 2010
Viçosa, Minas Gerais, Brasil	biofilme de microalgas (Biofilm), ure��a comercial (U) Doses de N de 120 kg N ha ⁻¹	Urea = 0,00004% Biofilm = 0,003%	Biofilm = aumento de 8580%	Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico (profundo, bem estruturado, camada superficial escura e espessa, baixo V%) pH do solo: 6,48	Clima de savana	Castro et al. (2016)	Experimento de campo Cultura do milho Volatiliza��o acumulada de N ₂ O em 41 dias
Alabama, Estados Unidos	cama de frango compostada (CPL), cama de frango fresca (FPL) e ure��a (URE). Dose de 336 kg de N ha ⁻¹	FPL= 1% URE= 0,73% CPL= 0,34%	FPL= aumento de 37,14% CPL= diminui��o de 53,88%	Argissolo Vermelho (gradiente textural, profundo) pH do solo: 5,5	Subtropical ��mido	Thornton et al. (1998)	Experimento de campo Grama bermuda, utilizada para produ��o de feno Volatiliza��o N ₂ O no período de 30 dias
Sudeste da Escócia	Pellets de lodo de esgoto (PLE), esterco de aves (ECF), chorume de gado (ELB), U��ria (U) e niotrato de amônio (NA) Dose de 300 kg de N ha ⁻¹	2002: U= 0,4% PLE= 4,3% NA= 1,4% ELB= 0,5% ECF= 2,6% 2003: U= 0,1% PLE= 1,3% NA= 0,1% ELB= 0,2% ECF= 0,5%	2002: PLE= aumento de 975% NA= aumento de 250% ELB= aumento de 25% ECF= aumento de 550% 2003: PLE= aumento de 1200% NA= 0% ELB= aumento de 100% ECF= aumento de 400%	Gleissolo (imperfettamente drenado, textura média, raso) pH do solo: 6,8	Clima temperado	Jones et al. (2007)	Experimento de campo Pastagens de azevém italiano (<i>Lolium perenne</i>) Volatiliza��o N ₂ O no período de 20 dias
Carberry, Manitoba, Canada	Esterco líquido de suínos (LPM) e ure��a (U) Dose de N para os anos de 2011 e 2014 80 kg de N ha ⁻¹ e para 2013 180 kg de N ha ⁻¹	2011: U= 1,7% LPM= 0,55% 2013: U= 0,45% LPM= 0,53% 2014: U= 1,13% LPM= 0,57%	2011: LPM= diminui��o de 67,65% 2013: LPM= aumento de 17,78% 2014: LPM= diminui��o de 49,56%	Chernossolo (textura média, alto teor de Ca e Mg, superfície escura e espessa, alta CTC e V%) pH do solo: 6,4	Clima continental ��mido	Adelekun et al. (2021)	Experimento de campo áreas cultivadas com cevada (<i>Hordeum vulgare</i> L.) ou trigo (<i>Triticum aestivum</i> L.) Volatiliza��o N ₂ O no período de maio a outubro de cada ano Estudo sem a presença de tratamento controle (sem aplica��o de N)

Tabela 2.2. continuação...

Localidade	Fertilizantes	Fator de emissão de NH ₃ ou N ₂ O	Efeito na emissão em relação ureia (%)	Classificação/pH	Clima (Köppen)	Referência	Observações
Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil	Ureia superficial 230 kg de N ha ⁻¹ (U), Ureia a lanço superficial (DSs), ureia a lanço superficial com dicianodiamida (DSs+DCD), ureia em faixas na profundidade de 8 a 11 cm (DSi), ureia com dicianodiamida em faixas na profundidade de 8 a 11 cm (DSi+DCD) Dose de 301 kg de N ha ⁻¹ com exceção do U que recebeu a dose de 230 kg de N ha ⁻¹	U= 0,73% DSs= 0,82% DSs + DCD= 0,67% DSi= 1,29% DSi + DCD= 0,49%	DSs= aumento de 11,23% DSs + DCD= diminuição de 8,22% DSi= aumento de 75,43% DSi + DCD= diminuição de 33,08%	Argissolo Vermelho Distrófico (gradiente textural, superfície arenosa, baixo V%) pH do solo: 5,3	subtropical úmido	Aita et al. (2018)	Experimento de campo Áreas cultivadas com sistema de plantio direto de trigo e milho Volatilização N ₂ O no período de 365 dias
Galicia, Espanha	125 kg N ha ⁻¹ de NPK na semeadura e 75 kg de ureia granulada na cobertura (MN); 200 kgN ha ⁻¹ de dejetos bovino injetado (CS) e 200 kg N ha ⁻¹ de dejetos líquido de suínos (PS), com ambos os tratamentos de dejetos aplicados na semeadura.	2008: CS= 2,15% PS= 1,8% MN= 1,8% 2009: CS= 1,4% PS= 1,35% MN= 1,8%	2008: PS= diminuição de 16,28% MN= diminuição de 16,28% 2009: PS= diminuição de 3,57% MN= aumento de 28,57%	Cambissolo Húmico (textura média, superfície - espessa e escuro, alto teor de carbono) pH do solo em 2008: 5,35 pH do solo em 2009: 5,30	Clima mediterrânico	Louro et al. (2015)	Experimento de campo Áreas cultivadas com milho (<i>Zea mays</i> L.) Volatilização N ₂ O no período de 148 dias em 2008 e 127 dias em 2009
Várias partes do mundo	sulfato de amônio (AS), ureia (U), nitrato de amônio (NA), nitrato de amônio e cálcio (NAC), aplicação direta de amônio (A), soluções nitrogenadas (SAN), outras fontes de N direto (95 % dessas fontes é bicarbonato de amônio e o restante é principalmente cloreto de amônio) (NOUT), fosfatos de amônio (FA), outras fontes de N e P (NP), fertilizante NK (NK), fertilizante NPK (NPK), esterco de animais (EST) Doses variadas	AS= 1% U= 1,1% NA= 0,8% NAC= 0,7% A= 0,9% SAN= 1% NOUT= 1,2% FA= 0,9% NP= 0,9% NK= 0,9% NPK= 0,8% EST= 0,8%	AS= diminuição de 9,09% NA= diminuição de 27,27% NAC= diminuição de 36,36% A= diminuição de 18,18% SAN= diminuição de 9,09% NOUT= aumento de 9,09% FA= diminuição de 18,18% NP= diminuição de 18,18% NK= diminuição de 18,18% NPK= diminuição de 27,27% EST= diminuição de 27,27%	Não informado pH inicial: variável	Vários tipos de clima	Bouwman e Boumans (2002)	Revisão de literatura (metanálise) várias culturas Volatilização N ₂ O no período de 365 dias
Várias partes do mundo	sulfato de amônio (AS), ureia (U), nitrato de amônio (NA), nitrato de amônio e cálcio (NAC), aplicação direta de amônio (A), soluções nitrogenadas (SAN), outras fontes de N direto (95 % dessas fontes é bicarbonato de amônio e o restante é principalmente cloreto de amônio) (NOUT), fosfatos de amônio (FA), outras fontes de N e P (NP), fertilizante NK (NK), fertilizante NPK (NPK), esterco de animais (EST) Doses variadas	AS= 0,7% U= 0,7% NA= 0,6% NAC= 0,6% A= 0,5% SAN= 0,7% NOUT= 1% FA= 0,7% NP= 0,6% NK= 0,8% NPK= 0,6% EST= 0,5%	AS= diminuição de 0% NA= diminuição de 14,28% NAC= diminuição de 14,29% A= diminuição de 28,57% SAN= diminuição de 0% NOUT= aumento de 42,86% FA= diminuição de 0% NP= diminuição de 14,29% NK= aumento de 14,29% NPK= diminuição de 14,29% EST= diminuição de 28,57%	Não informado pH inicial: variável	Vários tipos de clima	Bouwman e Boumans (2002)	Revisão de literatura (metanálise) várias culturas Volatilização NO no período de 365 dias
Santa Maria, Rio Grande do Sul	Adubo mineral (NPK) aplicado na superfície do solo + cobertura de uréia (NPK + U); dejetos líquido bovino (DLB) na superfície do solo + uréia em cobertura (DLBs + U); DLB com DCD na superfície do solo + cobertura de uréia (DLBs + DCD + U); DLB injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + U) e DLB com DCD injetado no solo + cobertura de uréia (DLBi + DCD + U) Dose de 330 kg de N ha ⁻¹ para NPK+U e dose de 305,3 kg de N ha ⁻¹ para os demais	NPK+U= 0,73% DLBs+U= 0,81% DLBs+DCD+U= 0,67% DLBi+U= 1,27% DLBi+DCD+U= 0,49%	DLBs+U= aumento de 10,96% DLBs+DCD+U= diminuição de 8,22% DLBi+U= aumento de 73,97% DLBi+DCD+U= diminuição de 32,88%	Argissolo Vermelho Distrófico (gradiente textural, baixo V%, superfície arenosa) pH do solo: 5,3	subtropical úmido	Toneto (2016)	Experimento de campo Culturas de trigo e milho Volatilização N ₂ O no período de 21 dias

Referências

- ABALOS, D.; SANZ-COBENA, A.; MISSELBROOK, T.; VALLEJO, A. Effectiveness of urease inhibition on the abatement of ammonia, nitrous oxide and nitric oxide emissions in a non-irrigated Mediterranean barley field. **Chemosphere**, v. 89, n. 3, p. 310-318, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.04.043>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ADELEKUN, M.; AKINREMI, O.; NIKI  MA, P.; SPARLING, B.; TENUTA, M. Nitrous oxide fluxes from liquid pig manure and urea fertilizer applied to annual crops. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 313, article 107393, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107393>. Acesso em: 15 set. 2025.
- AITA, C.; TONETTO, F.; GONZATTO, R.; PUJOL, S. B.; SCHIRMANN, J.; DEPOI, J. dos S.; MEZZALIRA, A. P.; HOCHSCHEID, M.; ZIRBES, E.; GIACOMINI, S. J. Nitrous oxide emissions in a wheat/corn succession combining dairy slurry and urea as nitrogen sources. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 42, e0170138, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20170138>. Acesso em: 12 set. 2025.
- AL-KANANI, T.; MACKENZIE, A. F.; FYLES, J. W.; O’HALLORAN, I. P.; GHAZALA S. Ammonia Volatilization from Urea Amended with Lignosulfonate and Phosphoroamide. **Soil Science Society of American Journal**, v. 58, n. 1, p. 244-248, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800010037x>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ALMEIDA, R. F. de; NAVES, E. R.; SILVEIRA, C. H.; WENDLING, B. Emissão de óxido nitroso em solos com diferentes usos e manejos: uma revisão. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 8, n. 2, p. 441-461, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.17765/2176-9168.2015v8n2p441-461>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ALVES, A. C. **Perdas de amônia por volatiliza  o e emissão foliar em pastagem adubada com fontes de nitrogênio**. 2009. 70 f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade de São Paulo: Pirassununga, SP. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/74/74131/tde-08092009-113400/publico/DO3184099.pdf>. Acesso em: 4 set. 2025.
- ALVES, A. da S. **Aduba  o orgânica e manuten  o da palhada na cana-de-açúcar: efeitos na volatiliza  o de amônia, parâmetros químicos e físicos do solo e produtividade**. 2017. 54 f. Disserta  o (Mestrado em Ciência Animal) – Universidade Federal do Maranhão, Chapadinha, MA. Disponível em: <https://tede.ufma.br/jspui/handle/tede/3273>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ANDREUCCI, M. P. **Perdas nitrogenadas e recupera  o aparente de nitrogênio em fontes de aduba  o de capim elefante**. 2007. 102 f. Disserta  o (Mestrado em Agronomia) – Universidade de São Paulo: Piracicaba, SP. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11139/tde-20022008-165101/en.php>. Acesso em: 15 set. 2025.
- AUERSWALD, K.; MAYER, F.; SCHNYDER H. Coupling of spatial and temporal pattern of cattle excreta patches on a low intensity pasture. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 88, n. 2, p. 275-288, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-009-9321-4>. Acesso em: 10 set. 2025.
- BALBINOT JUNIOR, A. A.; MORAES, A. de; VEIGA, M. da; PELISSARI, A.; DIECKOW, J. Integra  o lavoura-pecuária: intensifica  o de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, v. 39, n. 6, p. 1925-1933, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000107>. Acesso em: 10 set. 2025.
- BHANDRAL, R.; SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; HEDLEY, M. J. Transformation of nitrogen and nitrous oxide emission from grassland soils as affected by compaction. **Soil and Tillage Research**, v. 94, n. 2, p. 482-492, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.10.006>. Acesso em: 8 set. 2025.
- BLAISE, D.; PRASAD, R. Effect of blending urea with pyrite or coating urea with polymer on ammonia volatilization loss from surface-applied prilled urea. **Biology and Fertility of Soils**, v. 20, n. 1, p. 77-80, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00307846>. Acesso em: 17 set. 2025.
- BODDEY, R. M.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; SANTOS, C. A. dos; MONTEIRO, R. C.; RAMALHO, I. O.; MACEDO, R. M.; HOMEM, B. C. G.; CASAGRANDE, D. R.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Stoloniferous forage legumes for sustainable mixed pastures in the tropics. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 25., 2023, Covington, KY. **Grassland for soil, animal, & human health: proceedings**. Covington, KY: IGC, 2023. p. 1478-1481. Disponível em: <https://doi.org/10.52202/071171-0360>. Acesso em: 10 set. 2025.

- BOUWMAN, A. F.; BOUMANS, L. J. M.; BATJES, N. H. Modeling global annual N₂O and NO emissions from fertilized fields. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 16, n. 4, 1080, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1029/2001GB001812>. Acesso em: 17 set. 2025.
- BOUWMEESTER, R. J. B.; VLEK, P. L. G.; STUMPE, J. M. Effect of environmental factors on ammonia volatilization from a urea- fertilized soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 49, n. 2, p. 376-381, 1985. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1985.03615995004900020021x>. Acesso em: 4 set. 2025.
- BRASIL. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI). **Terceiro inventário brasileiro de emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**. Brasília, DF: MCTI, 2015. Relatório de referência. Setor agropecuária: emissões de óxido nitroso de solos agrícolas e de manejos de dejetos. Disponível em: <https://repositorio.mcti.gov.br/handle/mctic/5288>. Acesso em: 9 set. 2025.
- BRASIL. Ministério de Ciência Tecnologia e Inovação. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Grupo de Eletricidade Atmosférica (Elat). **Química da baixa atmosfera**. 2024. Disponível em: <http://www.inpe.br/webelat/homepage/menu/infor/relampagos.e.efeitos/quimica.da.baixa.atmosfera.php>. Acesso em: 1 set. 2025.
- BRENTROP, F.; KÜSTERS, J.; LAMMEL, J.; KUHLMANN, H. Methods to estimate on-field nitrogen emissions from crop production as an input to LCA studies in the agricultural sector. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 5, n. 6, p. 349-357, 2000. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02978670>. Acesso em: 8 set. 2025.
- CAMPANA, M. **Coletores de amônia, fontes e formas de aplicação de nitrogênio em *Panicum Maximum* cv. Tanzânia submetido a manejo intensivo**. 2008. 77 f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP. Disponível: <http://hdl.handle.net/11449/95286>. Acesso em: 12 set. 2025.
- CANTARELLA, H., MARCELINO, R. O uso de inibidor de urease para aumentar a eficiência da ureia. In: SIMPOSIO SOBRE INFORMAÇÕES RECENTES PARA OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO AGRÍCOLA, Piracicaba, SP, 2007. **Anais...** Piracicaba, SP: International Plant Nutrition Institute, 2007. p. 2-19.
- CANTARELLA, H.; VAN RAIJ, B.; QUAGGIO, J. A. Soil and plant analyses for lime and fertilizer recommendations in Brazil. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 29, n. 11-14, p. 1691-1706, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103629809370060>. Acesso em: 8 set. 2025.
- CASTRO, J. de S. **Biofilme de microalgas no solo: emissão de gases de efeito estufa, volatilização de amônia e crescimento de *Pennisetum glaucum***. 2016. 93f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. Disponível em: <http://www.locus.ufv.br/handle/123456789/7750>. Acesso em: 15 set. 2025.
- CHAGAS, P. H. M. das; GOUVEIA, G. C. C.; COSTA, G. G. S. da; BARBOSA, W. F. S.; ALVES, A. C. Volatilização de amônia em pastagem adubada com fontes nitrogenadas. **Revista de Agricultura Neotropical**, v. 4, n. 2, p. 76-80, 2017. Disponível em: <https://periodicosonline.uems.br/index.php/agrineo/article/view/1301>. Acesso em: 17 set. 2025.
- CHAN, K. Y.; VAN ZWIETEN, L.; MESZAROS, I.; DOWNIE, A.; JOSEPH, S. Using poultry litter biochars as soil amendments. **Soil Research**, v. 46, n. 5, p. 437-444, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1071/SR08036>. Acesso em: 12 set. 2025.
- CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? a review. **Global Change Biology**, v. 13, n. 1, p. 1-17, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01280.x>. Acesso em: 8 set. 2025.
- COSTA, M. C. G.; VITTI, G. C.; CANTARELLA, H. Volatilização de N-NH₃ de fontes nitrogenadas em cana-de-açúcar colhida sem despalha a fogo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 4, p. 631-637, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400007>. Acesso em: 12 set. 2025.
- DAS, D. K.; MANDAL, M. Advanced technology of fertilizer uses for crop production. In: SINHA, S.; PANT, K. K.; BAJPAI, S. (ed.). **Fertilizer technology I: synthesis**. Houston, TX: Studium Press LLC, 2015. v. 1. p. 101-150.
- DENMEAD, O. T.; MACDONALD, B. C. T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D. W. T.; WANG, W. J.; SALTER, B.; WHITE, I.; MOODY, P. W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and forest meteorology**, v. 150, n. 6, p. 748-756, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.06.018>. Acesso em: 8 set. 2025.

- DUBEUX JUNIOR, J. C. B.; SOLLENBERGER, L. E.; GAST  N, L. A.; VENDRAMINI, J. M. B.; INTERRANTE, S. M.; STEWART JUNIOR, R. L. Animal behavior and soil nutrient redistribution in continuously stocked Pensacola bahiagrass pastures managed at different intensities. **Crop Science**, v. 49, n. 4, p. 1503-1510, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.2135/cropsci2008.08.0509>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ECOINVENT. **Database**. 2021. version 3.8, LCI. Disponível em: <https://ecoinvent.org/>. Acesso em: 15 set. 2025.
- EINSLE, O.; REES, D. C. Structural enzymology of nitrogenase enzymes. **Chemical reviews**, v. 120, n. 12, p. 4969-5004, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1021/acs.chemrev.0c00067>. Acesso em: 3 set. 2025.
- ERNST, J. W.; MASSEY, H. F. The Effects of several factors on volatilization of ammonia formed from urea in the soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 24, n. 2, p. 87-90, 1960. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1960.03615995002400020007x>. Acesso em: 15 set. 2025.
- ERREBHI, M.; ROSEN, C. J.; GUPTA, S. C.; BIRONG, D. E. Potato yield response and nitrate leaching as influenced by nitrogen management. **Agronomy Journal**, v. 90, n. 1, p. 10-15, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj1998.00021962009000010003x>. Acesso em: 3 set. 2025.
- FARIA, L. de A.; NASCIMENTO, C. A. C. do; VENTURA, B. P.; FLORIM, G. P.; LUZ, P. H. de C.; VITTI, C. G.. Hygroscopicity and ammonia volatilization losses from nitrogen sources in coated urea. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 3, p. 942-948, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000300020>. Acesso em: 17 set. 2025.
- FAUSTO, M. L. **Você sabia que os relâmpagos ajudam a nutrir o solo?** 2013. Disponível em: <https://expedicaovida.com.br/voce-sabia-que-os-relampagos-ajudam-a-nutrir-o-solo/>. Acesso em: 1 set. 2025.
- FENN, L. B.; MIYAMOTO, S. Ammonia loss and associated reactions of urea in calcareous soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 45, n. 3, p. 537-540, 1981. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj1981.03615995004500030020x>. Acesso em: 15 set. 2025.
- FLORES, J. P. C.; ANGHINONI, I.; CASSOL, L. C.; CARVALHO, P. C. de F.; LEITE, J. G. dal B.; FRAGA, T. I. Atributos físicos do solo e rendimento de soja em sistema plantio direto em integra  o lavoura-pecuária com diferentes pressões de pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, n. 4, p. 771-780, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000400017>. Acesso em: 10 set. 2025.
- FOLLETT, R. F.; HATFIELD, J. L. Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. **The scientific world journal**, v. 1, n. 2, p. 920-926, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.269>. Acesso em: 1 set. 2025.
- FONTOURA, S. M. V.; BAYER, C. Ammonia volatilization in no-till system in the South-central region of the state of Paraná, Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, n. 5, p. 1677-1684, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000500020>. Acesso em: 15 set. 2025.
- FORSTER, P.; STORELMO, T.; ARMOUR, K.; COLLINS, W.; DUFRESNE, J.-L.; FRAME, D.; LUNT, D. J.; MAURITSEN, T.; PALMER, M. D.; WATANABE, M.; WILD, M.; ZHANG, H. The Earth's Energy Budget, Climate Feedbacks and Climate Sensitivity. In: Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). **Climate Change 2021 – The Physical Science Basis: working group I contribution to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2023. p. 923-1054. Disponível em: <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>. Acesso em: 1 set. 2025.
- FRENEY, J. R.; DENMEAD, O. T.; WOOD, A. W.; SAFFIGNA, P. G.; CHAPMAN, L. S.; HAM, G. J.; HURNEY, A. P.; STEWART, R. L. Factors controlling ammonia loss from trash covered sugarcane fields fertilized with urea. **Fertilizer Research**, v. 31, n. 3, p. 341-349, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01051285>. Acesso em: 8 set. 2025.
- FRIES, E. G.; ZANETTI, M. L. de. **Perdas de nitrogênio por volatiliza  o de amônia em fun  o da aplica  o de cama de aves e uréia em Tifton 85**. 2021. 23f. Trabalho de conclusão de curso (Bacharelado em Agronomia) – Instituto Federal de Santa Catarina, São Miguel do Oeste, SC. Disponível em: <https://repositorio.ifsc.edu.br/handle/123456789/2138>. Acesso em: 12 set. 2025.
- GILLINGHAM, A. G.; DURING, C. Pasture production and transfer of fertility within a long-established hill pasture. **New zealand journal of experimental Agriculture**, v.1, n. 3, p. 227-232, 1973. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03015521.1973.10427647>. Acesso em: 10 set. 2025.

GONTIJO NETO, M. M.; EUCLIDES, V. P. B.; NASCIMENTO JÚNIOR, D. do; MIRANDA, L. F.; FONSECA, D. M. da; OLIVEIRA, M. P. de. Consumo e tempo de pastejo por novilhos Nelore em pastagem de capim - tanzânia sob diferentes ofertas de forragem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 1, p. 60-66, jan./fev. 2006. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/490607/1/Consumotempo.pdf>. Acesso em: 10 set. 2025.

GUSMÃO, M. R.; ALVES, T. C.; LEMES, A. P.; BETTIOL, G. M.; PEDROSO, A. de F.; BARIONI JUNIOR, W.; OLIVEIRA, P. P. A.; GREGO, C. R. Sodium fluorescein as an internal tracer on the location of bovine urine patches in pastures. **Grass and Forage Science**, v. 71, n. 2, p. 305-314, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gfs.12182>. Acesso em: 10 set. 2025.

HADI, A.; JUMADI, O.; INUBUSHI, K.; YAGI, K. Mitigation options for N₂O emission from a corn field in Kalimantan, Indonesia. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 54, n. 4, p. 644-649, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1747-0765.2008.00280.x>. Acesso em: 12 set. 2025.

HAYNES, R. J.; WILLIAMS, P. H. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. **Advances in Agronomy**, v. 49, p. 119-199, 1993. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)60794-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)60794-4). Acesso em: 8 set. 2025.

HERGOUALC'H, K.; AKIYAMA, H.; BERNOUX, M.; CHIRINDA, N.; DEL PRADO, A.; KASIMIR, A.; MACDONALD, J. D.; OGLE, S. M.; REGINA, K.; VAN DER WEERDEN, T. J. N₂O emissions from managed soils, and CO₂ emissions from lime and urea application. In: **2019 Refinement to the 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use**. Geneve: IPCC, 2019. v. 4, chapter 11, p. 11.1-11.48. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch11_Soils_N2O_CO2.pdf. Acesso em: 3 set. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2006 IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**. Kanagawa: iGES, 2006. Disponível em: <https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/>. Acesso em: 8 set. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **2019 Refinement to the 2006 guidelines for national greenhouse gas inventories: agriculture, forestry and other land use**. Geneve: IPCC, 2019.

JONES, S. K.; REES, R. M.; SKIBA, U. M.; BALL, B. C. Influence of organic and mineral N fertiliser on N₂O fluxes from a temperate grassland. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 121, n. 1, p. 74-83, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.006>. Acesso em: 11 set. 2025.

KANEKO, F. H.; FERREIRA, J. P.; LEAL, A. J. F.; BUZETTI, S.; DOS REIS, A. R.; ARF, O. Ammonia volatilization in response to coated and conventional urea in maize crop field. **Bioscience Journal**, v. 35, n. 3, p. 713-722, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/BJ-v35n3a2019-41772>. Acesso em: 17 set. 2025.

LAM, S. K.; SUTER, H.; BAI, M.; WALKER, C.; MOSIER, A. R.; VAN GRINSVEN, H.; CHEN, D. Decreasing ammonia loss from an Australian pasture with the use of enhanced efficiency fertilizers. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 283, article 106553, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.05.012>. Acesso em: 12 set. 2025.

LEME, T. M. S. P.; PIRES, M. de F. A.; VERNEQUE, R. da S.; ALVIM, M. J.; AROEIRA, L. J. M. Comportamento de vacas mestiças holandês x zebu em pastagem de *Brachiaria decumbens* em sistema silvipastoril. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 29, n. 3, p. 668-675, 2005. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/595009/1/Comportamento-de-vacas-mestica-holandes-x-zebu-em-pastagem.pdf>. Acesso em: 10 set. 2025.

LOURO, A.; BÁEZ, D.; GARCÍA, M. I.; CÁRDENAS, L. Nitrous oxide emissions from forage maize production on a Humic Cambisol fertilized with mineral fertilizer or slurries in Galicia, Spain. **Geoderma Regional**, v. 5, n. 5, p. 54-63, ago. 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2015.03.004>. Acesso em: 15 set. 2025.

MACHADO, V. J. **Aplicação de fertilizantes com diferentes tecnologias: volatilização de NH₃**. 2015. 74 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG. Disponível em: <https://repositorio.ufu.br/handle/123456789/12087>. Acesso em: 12 set. 2025.

MALAVOLTA, E. **Manual de nutrição mineral de plantas**. São Paulo: Agronômica Ceres, 2006.

MARSCHNER, H. **Marschner's mineral nutrition of higher plants**. 3rd. ed., Amsterdam: Academic Press, 2011.

MASSEY, C. G.; SLATON, N. A.; NORMAN, R. J.; GBUR JUNIOR, E. E.; DELONG, R. E.; GOLDEN, B. R. Bermudagrass forage yield and ammonia volatilization as affected by nitrogen fertilization. **Soil science society of america journal**, v. 75, n. 2, p. 638-648, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2010.0254>. Acesso em: 12 set. 2025.

MATHEWS, B. W.; SOLLENBERGER, L. E.; NKEDI-KIZZA, P.; GASTON, L. A.; HORNSBY, H. D. Soil sampling procedures for monitoring potassium distribution in grazed pastures. **Agronomy Journal**, v. 86, n. 1, p. 121-126, 1994. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj1994.00021962008600010023x>. Acesso em: 10 set. 2025.

MATHEWS, B. W.; TRITSCHLER, J. P.; CARPENTER, J. R.; SOLLENBERGER, L. E. Soil macronutrient distribution in rotationally stocked kikuyugrass paddocks with short and long grazing periods. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 30, n. 3-4, p. 557-571, 1999. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103629909370226>. Acesso em: 10 set. 2025.

MOREAU, D.; BARDGETT, R. D.; FINLAY, R. D.; JONES, D. L.; PHILIPPOT, L. A plant perspective on nitrogen cycling in the rhizosphere. **Functional Ecology**, v. 33, n. 4, p. 540-552, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/1365-2435.13303>. Acesso em: 3 set. 2025.

NASCIMENTO, A. F. do; OLIVEIRA, C. M. de; PEDREIRA, B. C. e; PEREIRA, D. H.; RODRIGUES, R. de A. R. Nitrous oxide emissions and forage accumulation in the Brazilian Amazon forage-livestock systems submitted to N input strategies. **Grassland Science**, v. 67, n. 1, p. 63-72, 2021. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1129729/1/2021-cpamt-bcp-nitroux-oxide-emissions-forage-accumulation-brazilian-amazon-forage-livestock-systems-input-strategies.pdf>. Acesso em: 15 set. 2025.

NAVARINI, F. C.; KLOSOWSKI, E. S.; CAMPOS, A. T.; TEIXEIRA, R. D. A.; ALMEIDA, C. P. Conforto térmico de bovinos da raça nelore a pasto sob diferentes condições de sombreamento e a pleno sol. **Engenharia Agrícola**, v. 29, n. 4, p. 508-517, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-69162009000400001>. Acesso em: 10 set. 2025.

OLIVEIRA, J. A. de; STAFANATO, J. B.; GOULART, R. de S.; ZONTA, E.; LIMA, E.; MAZUR, N.; PEREIRA, C. G.; SOUZA, H. N. de; COSTA, F. G. M. Volatiliza  o de Amônia Proveniente de Ureia Compactada com Enxofre e Bentonita, em Ambiente Controlado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, n. 5, p. 1475-1481, 2014b. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500021>. Acesso em: 17 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; BERNARDI, A. C. de C.; ALVES, T. C.; PEDROSO, A. de F. Evolu  o na recomenda  o de fertiliza  o de solos sob pastagens: eficiência e sustentabilidade na produ  o pecuária. In: SIMPÓSIO DE PRODU  O DE GADO DE CORTE, 9.; INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF BEFF CATTLE PRODUCTION, 5., 2014a. **Anais...** Viçosa: UFV, 2014. p. 289-344. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/992955/1/EvolucaoRecomendacaoFertilizacao.pdf>. Acesso em: 10 set. 2025.

OLIVEIRA, P. P. A.; TRIVELIN, P. C. O.; OLIVEIRA, W. S. de. Balanço do nitrogênio (15N) da   reia nos componentes de uma pastagem de capim-marandu sob recupera  o em diferentes épocas de calagem. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 36, n. 6, (supl.), p. 1982-1989, 2007. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/48211/1/PROCIPPAO2007.00311.pdf>. Acesso em: 1 set. 2025.

PALMA, R. M.; SAUBIDET, M. I.; RIMOLO, M.; UTSUMI, J. Nitrogen losses by volatilization in a corn crop with two tillage systems in the Argentine Pampa. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 29, n. 19-20, p. 2865-2879, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/00103629809370161>. Acesso em: 17 set. 2025.

PETERSON, P. R.; GERRISH, J. R. Grazing systems and spatial distribution of nutrients in pastures: livestock management considerations. In: SYMPOSIUM NUTRIENT CYCLING IN FORAGE SYSTEMS, 1996, Columbia, MO. **Proceesings...** Manhattan, KS: Potash and Phosphate Institute (PPI): Foundation for Agronomic Research, 1996. p. 203-212.

PRADOS, L. F.; CHIZZOTTI, F. H. M.; CARDOSO, A. da S.; RUGGIERI, A. C.; CHIZZOTTI, M. L.; BRETAS, I. L.; SILVA, B. de C.; ROTA, P. P.; SILVA, L. F. C. e; VALADARES FILHO, S. de C. Predi  o da excre  o de nitrogênio e fósforo para bovinos de corte. In: VALADARES FILHO, S. de C.; SARAIVA, D. T.; BENEDETI, P. del B.; SILVA, F. A. de S.; CHIZZOTTI, M. L. **BR-Corte: exigências nutricionais de zebuínos puros e cruzados**. 4. ed. Visconde de Rio Branco, MG: Suprema, 2023. cap. 13, p. 329-346. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.26626/978-85-8179-192-0.2023.C013.p.329-346>. Acesso em: 10 set. 2025.

- PRASERTSAK, P.; FRENEY, J. R.; DENMEAD, O. T.; SAFFIGNA, P. G.; PROVE, B. G.; REGHENZANI, J. R. Effect of fertilizer placement on nitrogen loss from sugarcane in tropical Queensland. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 62, n. 3, p. 229-239, 2002. DOI: 10.1023/A:1021279309222. Disponível em: <https://doi.org/10.1023/A:1021279309222>. Acesso em: 22 set. 2025.
- RAO, D. L. N.; BATRA, L. Ammonia volatilization from applied nitrogen in alkali soils. **Plant and Soil**, v. 70, n. 2, p. 219-228, 1983. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/BF02374782>. Acesso em: 15 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GASSER, M.-O.; MACDONALD, J. D.; PELSTER, D. E.; BERTRAND, N. NH_3 volatilization, soil NH_4^- concentration and soil pH following subsurface banding of urea at increasing rates. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 93, n. 2, p. 261-268, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4141/cjss2012-095>. Acesso em: 12 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; GASSER, M.-O.; MACDONALD, J. D.; PELSTER, D. E.; BERTRAND, N. Ammonia volatilization and nitrogen retention: how deep to incorporate urea? **Journal of environmental quality**, v. 42, n. 6, p. 1635-1642, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.05.0192>. Acesso em: 15 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; BISSONNETTE, N.; BERTRAND, N. Ammonia volatilization following surface application of urea to tilled and no-till soils: a laboratory comparison. **Soil and Tillage Research**, v. 103, n. 2, p. 310-315, 2009a. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.10.028>. Acesso em: 4 set. 2025.
- ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; CHANTIGNY, M. H.; MACDONALD, J. D.; GASSER, M.-O.; BERTRAND, N. Reducing ammonia volatilization in a no-till soil by incorporating urea and pig slurry in shallow bands. **Nutrient cycling in agroecosystems**, v. 84, n. 1, p. 71-80, 2009b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10705-008-9227-6>. Acesso em: 15 set. 2025.
- RODRIGUES, M. B.; KIEHL, J. C. Volatilização de amônia após emprego de ureia em diferentes doses e modos de aplicação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 10, n. 1, p. 37-43, 1986.
- SAGGAR, S.; BOLAN, N. S.; BHANDRAL, R.; HEDLEY, C. B.; LUO, J. A review of emissions of methane, ammonia, and nitrous oxide from animal excreta deposition and farm effluent application in grazed pastures. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 47, n. 4, p. 513-544, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/0288233.2004.9513618>. Acesso em: 4 set. 2025.
- SALAZAR, F.; MARTÍNEZ-LAGOS, J.; ALFARO, M.; MISSELBROOK, T. Ammonia emission from a permanent grassland on volcanic soil after the treatment with dairy slurry and urea. **Atmospheric Environment**, v. 95, p. 591-597, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.06.057>. Acesso em: 17 set. 2025.
- SANTOS, W. de M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; PACHECO, E. P.; BARROS, I. de; FERNANDES, M. F.; BATISTA, J. N.; BENDER, E. P.; SOUZA, H. N. de; JANTALIA, C. P. Ammonia volatilization and yield of corn fertilized with different nitrogen sources in the Brazilian semiarid. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 55, e01036, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1678-3921.pab2020.v55.01036>. Acesso em: 17 set. 2025.
- SANZ-COBENA, A.; SÁNCHEZ-MARTÍN, L.; GARCÍA-TORRES, L.; VALLEJO, A. Gaseous emissions of N_2O and NO and NO_3^- leaching from urea applied with urease and nitrification inhibitors to a maize (*Zea mays*) crop. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 149, p. 64-73, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.12.016>. Acesso em: 15 set. 2025.
- SHERLOCK, R. R.; GOH, K. M. Dynamics of ammonia volatilization from simulated urine patches and aqueous urea applied to pasture I. **Field experiments. Fertilizer Research**, v. 5, p. n. 2, 181-195, 1984. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF01052715>. Acesso em: 9 set. 2025.
- SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013. Disponível em: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/968075/1/Diana2013.pdf>. Acesso em: 3 set. 2025.
- SIGUNGA, D. O.; JANSSEN, B. H.; OENEMA, O. Ammonia volatilization from Vertisols. **European Journal of Soil Science**, v. 53, n. 2, p. 195-202, 2002. Disponível em: [10.1046/j.1351-0754.2002.00454.x](https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2002.00454.x). Acesso em: 15 set. 2025.
- SIGURDARSON, J. J.; SVANE, S.; KARRING, H. The molecular processes of urea hydrolysis in relation to ammonia emissions from agriculture. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 17, n. 2, p. 241-258, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11157-018-9466-1>. Acesso em: 3 set. 2025.

SILVA, A. G.; SEQUEIRA, C. H.; SERMARINI, R. A.; OTTO, R. Urease inhibitor NBPT on ammonia volatilization and crop productivity: a meta- analysis. **Agronomy Journal**, v. 109, n. 1, p. 1-13, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/agronj2016.04.0200>. Acesso em: 12 set. 2025.

SILVA, C. de C. B. da. **Efeito da aplica  o superficial e aplicada da uréia na volatiliza  o de amônia e produ  o de m  teria seca da pastagem de *brachiaria brizantha* cv. Marandu**. 2002. 27 f. Trabalho de conclusão de curso (Gradua  o em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, MG.

SILVA, T. B. F. **Potencial forrageiro e perdas de N na cultura cana-de-açúcar em fun  o da aduba  o orgânica e mineral**. 2018. 47 f. Disserta  o (Mestrado em Ciência Animal) - Universidade Federal do Maranhão, Chapadinha, MA. Disponível em: <https://tedebc.ufma.br/jspui/handle/tede/2174>. Acesso em: 17 set. 2025.

SOLLENBERGER, L. E.; BURNS, J. C. Canopy characteristics, ingestive behavior and herbage intake in cultivated tropical grasslands. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 19., 2001, SÃO PAULO, SP. **Proceedings...** São Paulo, SP: IGC, 2001. Disponível em: <https://uknowledge.uky.edu/igc/19/8/16/>. Acesso em: 10 set. 2025.

SOMMER, S. G.; SCHJOERRING, J. K.; DENMEAD, O. T. Ammonia emission from mineral fertilizers and fertilized crops. **Advances in agronomy**, v. 82, p. 557-622, 2004. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(03\)82008-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(03)82008-4). Acesso em: 3 set. 2025.

SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, M. A.; PIVA, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; ROSA, C. M. da; MORAES, A. de. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 94-103, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.004>. Acesso em: 10 set. 2025.

SOUSSANA, J.-F.; LEMAIRE, G. Coupling carbon and nitrogen for cycles for environmentally sustainable intensification of grasslands and crop-livestock systems. **Agriculture, ecosystems and environment**, v. 190, p. 9-17, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.012>. Acesso em: 10 set. 2025.

STAFANATO, J. B.; GOULART, R. S.; ZONTA, E.; LIMA, E.; MAZUR, N.; PEREIRA, C. G.; SOUZA, H. N. Volatiliza  o de amônia oriunda de ureia pastilhada com micronutrientes em ambiente controlado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 3, p. 726-732, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832013000300019>. Acesso em: 17 set. 2025.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Plant physiology**. 5th. Massachusetts: Sinauer Associates, 2010.

THOMAS, R. J. The role of the legume in the nitrogen cycle of productive and sustainable pastures. **Grass and Forage Science**, v. 47, n. 2, p. 133-142, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.1992.tb02256.x>. Acesso em: 10 set. 2025.

THOMAS, R. J.; LOGAN, K. A. B.; IRONSIDE, A. D.; COTTON, G. R. Transformations and fate of sheep urine-N applied to an upland UK pasture at different times during the growing season. **Plant and soil**, v. 107, n. 2, p. 173-181, 1988. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF02370544>. Acesso em: 10 set. 2025.

THOMSON, A. J.; GIANNOPOULOS, G.; PRETTY, J.; BAGGS, E. M.; RICHARDSON, D. J. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of the royal society B: biological sciences**, v. 367, n. 1593, p. 1157-1168, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0415>. Acesso em: 8 set. 2025.

THORNTON, F. C.; SHURPALI, N. J.; BOCK, B. R.; REDDY, K. C. N₂O and NO emissions from poultry litter and urea applications to Bermuda grass. **Atmospheric environment**, v. 32, n. 9, p. 1623-1630, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(97\)00390-7](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(97)00390-7). Acesso em: 15 set. 2025.

TOLLNER, E. W.; CALVERT, G. V.; LANGDALE, G. Animal trampling effects on soil physical properties of two Southeastern US ultisols. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 33, n. 1, p. 75-87, 1990. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(90\)90145-4](https://doi.org/10.1016/0167-8809(90)90145-4). Acesso em: 10 set. 2025.

TONETTO, F. **Emissões de amônia e óxido nitroso após aplica  o de dejetos de bovinos na semeadura e ureia em cobertura na sucessão trigo/milho em plantio direto**. 2016. 67 f. Disserta  o (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/11679>. Acesso em: 17 set. 2025.

TRENKEL, M. E. **Slow- and Controlled-release and Stabilized Fertilizers**: an option for enhancing nutrient use efficiency in agriculture. Paris: International Fertilizer Industry Association, 2010. Disponível em: https://www.fertilizer.org/wp-content/uploads/2023/01/2010_Trenkel_slow-release-book.pdf. Acesso em: 12 set. 2025.

TSAL, D.; POTENZA, R.; QUINTANA, G.; CARDOSO, A. M.; SILVA, F. B.; GRACES, I.; COLUNA, I.; CARVALHO, K.; ZIMBRES, B.; SILVA, C. H. L.-J.; SOUZA, E.; SHIMBO, J.; ALENCAR, A.; ANGELO, C.; HERSCHMANN, S.; ARAÚJO, S. **Análise das emissões de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil**: 1970-2022. [Piracicaba, SP: Observatório do Clima], 2023. Disponível em: https://oc.eco.br/wp-content/uploads/2023/11/Relatorio-SEEG_gases-estufa_2023FINAL.pdf. Acesso em: 1 set. 2025.

VAN BURG, P. F. J.; DILZ, K.; PRINS, W. H. **Agricultural value of various nitrogen fertilizers**: results of research in the netherlands and elsewhere in Europe. Netherlands: Netherlands Nitrogen Technical Bulletin, 982. (Netherlands Nitrogen Technical Bulletin, n. 13)

VAN HORN, H. H.; WILKIE, A. C.; POWERS, W. J.; NORDSTEDT, R. A. Components of dairy manure management systems. **Journal of Dairy Science**, v. 77, n. 7, p. 2008-2030, 1994. Disponível em: [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(94\)77147-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(94)77147-2). Acesso em: 12 set. 2025.

VANIN, A.; MENEZES, J. F. S.; BENITES, V. de M.; SIMON, G. A. Ammonia volatilization from surface application of organic residues and urea on Marandu palisadegrass. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 42, n. 4, p. 301-304, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1516-35982013000400010>. Acesso em: 17 set. 2025.

WHITE, S. L.; SHEFFIELD, R. E.; WASHBURN, S. P.; KING, L. D.; GREEN JUNIOR, J. T. Spatial and time distribution of dairy cattle excreta in an intensive pasture system. **Journal of environmental quality**, v. 30, n. 6, p. 2180-2187, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.2134/jeq2001.2180>. Acesso em: 10 set. 2025.

WHITEHEAD, D. C. **Grassland nitrogen**. Wallingford: CAB International, 1995.

WHITEHEAD, D. C.; LOCKYER, D. R.; RAISTRICK, N. Volatilization of ammonia from urea applied to soil: Influence of hippuric acid and other constituents of livestock urine. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 21, n. 6, p. 803-808, 1989. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(89\)90174-0](https://doi.org/10.1016/0038-0717(89)90174-0). Acesso em: 10 set. 2025.

ZAMAN, M.; BLENNERHASSETT, J. D. Effects of the different rates of urease and nitrification inhibitors on gaseous emissions of ammonia and nitrous oxide, nitrate leaching and pasture production from urine patches in an intensive grazed pasture system. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 136, n. 3-4, p. 236-246, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.010>. Acesso em: 8 set. 2025.

ZAVASCHI, E. **Volatilização de amônia e produtividade do milho em função da aplicação de uréia revestida por polímero e da uréia convencional em cobertura**. 2010. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, SP. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/D.11.2010.tde-17092010-172528>. Acesso em: 17 set. 2025.

ZHANG, W.; LIANG, Z.; HE, X.; WANG, X.; SHI, X.; ZOU, C.; CHEN, X. The effects of controlled release urea on maize productivity and reactive nitrogen losses: a meta-analysis. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 559-565, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.12.059>. Acesso em: 12 set. 2025.

ZHAO, B.; DONG, S.; ZHANG, J.; LIU, P. Effects of controlled-release fertiliser on nitrogen use efficiency in summer maize. **PloS One**, v. 8, n. 8, e70569, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070569>. Acesso em: 15 set. 2025.

ZHOU, G.; ZHOU, X.; HE, Y.; SHAO, J.; HU, Z.; LIU, R.; ZHOU, H.; HOSSEINIBAI, S. Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. **Global change biology**, v. 23, n. 3, p. 1167-1179, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.13431>. Acesso em: 10 set. 2025.

ZUMFT, W. G. Cell biology and molecular basis of denitrification. **Microbiology and molecular biology reviews**, v. 61, n. 4, p. 533-616, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1128/mmb.61.4.533-616.1997>. Acesso em: 8 set. 2025.