

CIRCULAR TÉCNICA

47

Planaltina, DF  
Janeiro, 2021

# Qual é o Impacto da Adubação Nitrogenada e Práticas Agrícolas na Emissão de $N_2O$ ?

Arminda Moreira de Carvalho  
Alexsandra Duarte de Oliveira  
Thomaz Adolpho Rein



# Qual é o impacto da adubação nitrogenada e práticas agrícolas na emissão de $N_2O$ ?<sup>1</sup>

## Introdução

O uso adequado de fertilizantes minerais é um dos principais fatores para promover a segurança alimentar global nos tempos atuais. Mais de 48% de 7 bilhões de pessoas no mundo atualmente têm maior disponibilidade de alimentos por causa do aumento da produção das culturas obtido pela aplicação de fertilizantes nitrogenados. A aplicação de fertilizantes permitiu produzir mais em áreas menores, diminuindo a incorporação de mais áreas sob vegetação natural para a produção com culturas (Reetz, 2017).

Estima-se que a população mundial irá atingir 9 bilhões de pessoas no ano de 2050. De acordo com essa projeção revista pela FAO (FAO, 2017) em relação à agricultura mundial, a produção agrícola global, em 2050, deverá ser 60% maior do que em 2005/2007. Avanços no padrão de vida da população mundial irão aumentar, ainda mais, a demanda por alimentos, fibras e energia.

O desafio atual é propiciar um manejo de fertilizantes e do solo de uma forma sustentável, de modo que haja uma melhoria contínua na produção das culturas alimentícias e fibrosas por meio do uso de práticas adequadas e envolvendo o uso eficiente de fertilizantes, sem que haja pressão por abertura de novas áreas agrícolas.

O nitrogênio (N) é um elemento dos aminoácidos que compõem as proteínas. Ele também faz parte da molécula de clorofila que controla a fotossíntese, a reação de captura da energia solar pelas plantas. O N e o magnésio (Mg) são os únicos elementos da molécula da clorofila que vêm do solo. Assim, o

---

<sup>1</sup> **Arminda Moreira de Carvalho**, engenheira-agrônoma, doutora em Ecologia, pesquisadora da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF; **Alexsandra Duarte de Oliveira**, engenheira-agrônoma, doutora em Produção Vegetal, pesquisadora da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF; **Thomaz Adolpho Rein**, engenheiro-agrônomo, Ph.D. em Ciências do Solo, pesquisador da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF.

adequado suprimento de N é necessário para o processo da fotossíntese e produção de proteínas vegetais nas culturas (Reetz, 2017).

O nitrogênio é também importante em decorrência do seu impacto no meio ambiente. Nos corpos aquáticos de superfície, o nitrato-N é um nutriente importante que promove o crescimento de algas e plantas aquáticas, as quais à medida que morrem e se decompõem, retiram o oxigênio da água, criando condições de hipoxia, que leva a falta de oxigênio aos animais aquáticos. O nitrogênio no solo pode também ser liberado para a atmosfera como  $N_2O$ , que é 265 vezes mais potente do que  $CO_2$  como um gás de efeito estufa (Myhre et al., 2013). Uma meta importante das melhores práticas de manejo de fertilizantes é reduzir a liberação de formas reativas de N (outras formas que não os  $N_2$  do ar) no meio ambiente.

A emissão dos gases de efeito estufa (GEE) aumentou consideravelmente desde o período pré-industrial e as atividades antrópicas são as principais responsáveis por este fenômeno (Myhre et al., 2013). A intensificação da emissão dos GEE tem sido relacionada às mudanças do clima e notadamente ao aquecimento global, gerando discussões sobre possíveis estratégias de mitigação das emissões desses gases, sendo os principais, dióxido de carbono ( $CO_2$ ), metano ( $CH_4$ ) e óxido nitroso ( $N_2O$ ). O Brasil instituiu a Política Nacional sobre a Mudança do Clima (PNMC), por meio da Lei nº 12.187/2009, que define o compromisso nacional voluntário de adoção de ações de mitigação com vistas a reduzir suas emissões de GEE entre 36,1% e 38,9% em relação às emissões projetadas até 2020. Segundo o Decreto nº 7.390/2010, que regulamenta a Política Nacional sobre Mudança do Clima, a projeção de emissões de gases de efeito estufa para 2020 foi estimada em 3,24 Gt  $CO_2$ eq (Brasil, 2017).

No Brasil, o setor agrícola contribui com aproximadamente 31% das emissões antrópicas de GEE e, se somadas as emissões provenientes das mudanças no uso da terra, incluindo o desmatamento, esse percentual sobe para cerca de 70%, o que eleva o País a posição de sexto maior emissor de GEE no mundo, de acordo com World Research... (2019). No caso do  $N_2O$ , o setor agropecuário é o principal responsável, representando 83% das emissões para a atmosfera (Brasil, 2017), como consequência da oxidação da matéria orgânica e de processos microbianos associados às práticas de manejo dos resíduos vegetais e da adubação nitrogenada (Figueiredo et al.,

2018). No âmbito do uso e do manejo do solo, as emissões diretas dos solos agrícolas – provenientes do esterco dos animais em pastagem, do uso de fertilizantes sintéticos, da aplicação de adubo, da incorporação no solo dos resíduos agrícolas e das áreas de cultivo de solos orgânicos – contribuem com 60% das emissões totais. A maior contribuição para emissões de GEE identificada dentro das emissões diretas é oriunda dos resíduos agrícolas (33% do total de COeq) (Brasil, 2017).

O Cerrado, com mais de 2 milhões de quilômetros quadrados, é a mais importante região agrícola do Brasil. Nas últimas quatro décadas, quase um milhão de quilômetro quadrado ou 50% da área total do Cerrado foi convertido em áreas agrícolas e pastagens (Beuchle et al., 2015). A rápida expansão agrícola do Cerrado provocou mudanças substanciais nos ciclos biogeoquímicos (Cruvinel et al., 2011), especialmente na dinâmica de N e P (Bustamante et al., 2012), e aumento de GEE, contribuindo com as mudanças climáticas (Strassburg et al., 2014). Essa rápida expansão da fronteira agrícola foi acompanhada por altos investimentos em fertilidade do solo. Os solos do cerrado eram anteriormente considerados pobres e impróprios para o cultivo, mas atualmente apresentam fertilidade adequada devido à correção da acidez do solo e à aplicação de fertilizantes (Sousa; Lobato, 2004; Rodrigues et al., 2016; Withers et al., 2018). Os solos de Cerrado sob vegetação nativa apresentam baixas emissões de N<sub>2</sub>O (Carvalho et al. 2017; Cruvinel et al. 2011; Metay et al. 2007), entretanto, os sistemas agrícolas com uso intensivo de nitrogênio combinado ao preparo do solo podem incrementar significativamente os fluxos de N<sub>2</sub>O (Santos et al., 2016; Carvalho et al., 2017; Sato et al., 2017; 2019).

O óxido nitroso é um gás traço predominantemente biogênico e importante para a química da atmosfera, sendo estável e quimicamente não reativo. Em condições naturais, é formado pela alga azul-verde e pela bactéria *Rhizobium*, ativa nos nódulos das leguminosas (Carvalho et al., 2014). Esse óxido tem efeito sobre as concentrações de ozônio estratosférico (filtro de radiação solar UV), devido à sua capacidade de reagir com o oxigênio atômico e formar óxido nítrico (Cônsul et al., 2004). Atualmente, as emissões totais de N<sub>2</sub>O já são duas vezes maiores do que as de clorofluorocarbonetos – CFCs (Ravishankara et al., 2009), eliminados com sucesso por meio do Protocolo de Montreal do início dos anos 1970. Ainda, pode ser introduzido no ambiente

pelos motores de combustão interna, termoelétricas e indústrias de fertilizantes (Cônsul et al., 2004).

Os GEE possuem capacidade de absorver radiação infravermelha, aquecer-se e reter calor na atmosfera. Contudo, a capacidade de aquecimento (ou o potencial de aquecimento global – PAG) é diferenciada entre esses gases (Snyder et al., 2009). O PAG de determinado gás é dado em função de seu tempo de vida na atmosfera em relação ao PAG do  $\text{CO}_2$ , uma vez que este é o GEE mais abundante na atmosfera. Desse modo, considerando um tempo de vida de 121 anos para  $\text{N}_2\text{O}$  (Myhre et al., 2013), o respectivo PAG do quinto relatório de avaliação do Intergovernmental Panel on Climate Change – IPCC (AR5) para um horizonte de 100 anos é de 265 vezes o  $\text{CO}_2$  (IPCC, 2014). Em 2019, as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  elevaram a sua pressão parcial média na atmosfera para níveis próximos a 335 ppb ou partes por bilhão (NOAA, 2019).

Entre as principais perdas de N no sistema solo-planta estão: a erosão do solo; a volatilização da amônia ( $\text{NH}_3$ ); a lixiviação do nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ); as trocas gasosas de N pela parte aérea dos vegetais e as perdas na forma de óxidos de N ( $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}$  e  $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio elementar ( $\text{N}_2$ ). Essas duas últimas estão relacionadas, principalmente, aos processos de nitrificação e desnitrificação no solo (Kool et al., 2011). Para o  $\text{N}_2\text{O}$ , as principais fontes de liberação são o uso de fertilizantes agrícolas nitrogenados, a queima de combustíveis fósseis e processos naturais que ocorrem nos solos e nos oceanos. A maior parte do  $\text{N}_2\text{O}$  emitido pelos solos é produzido em dois processos biológicos: nitrificação e desnitrificação.

Uma pequena quantidade provém de processos não biológicos, como a decomposição química do nitrito (quimiodesnitrificação) e a decomposição química de hidroxilamina ( $\text{NH}_2\text{OH}$ ; produto intermediário na conversão de amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) em nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) e reação desta com o nitrito). A nitrificação é a conversão biológica do N reduzido, geralmente na forma de amônia ( $\text{NH}_3$ ) ou amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), para N oxidado na forma de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) (Bremner, 1997). A desnitrificação é um processo respiratório que ocorre, quase sempre, na ausência de  $\text{O}_2$ , no qual, óxidos de nitrogênio servem como receptores finais de elétrons (Cantarella, 2007; Hayatsu et al., 2008). Embora a desnitrificação completa origine uma perda de N do sistema solo-planta na forma de  $\text{N}_2$  (Davidson et al., 2000), ela é importante no ciclo global do

nitrogênio, uma vez que é o principal processo de retorno à atmosfera do N inorgânico do solo (Liu et al., 2007).

Práticas agrícolas que promovam alterações nas condições do solo irão modificar a intensidade e a frequência dos processos que levam à emissão dos gases  $N_2$  e  $N_2O$ . As práticas que elevam a disponibilidade de N e C e que aumentam a umidade do solo irão intensificar as atividades microbiológicas e, conseqüentemente, aumentar os riscos de perdas de N do sistema solo-planta. A manutenção dos resíduos vegetais sobre o solo após a colheita, a aplicação de fertilizantes nitrogenados e a irrigação são práticas que aumentam a produtividade das culturas e devem ser otimizadas não só por motivos econômicos, mas também pela sustentabilidade (Milagres, 2014).

O Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, sigla em inglês para Intergovernmental Panel on Climate Change) propõe uma metodologia para estimar as emissões de  $N_2O$ , considerando as adições antrópicas de N ao solo e a mineralização de N na matéria orgânica. As fontes de N relacionadas às emissões diretas seriam: fertilizantes nitrogenados sintéticos; nitrogênio orgânico aplicado como fertilizante; N em resíduos culturais; mineralização de N associada a perdas de matéria orgânica do solo em função de mudança de uso da terra ou manejo de solos minerais; drenagem e manejo de solos orgânicos. Especificamente com relação aos fertilizantes minerais, orgânicos e mineralização de N dos resíduos culturais, a metodologia em questão estima que 1% da quantidade de N aplicada é perdida na forma de  $N_2O$  (Tier 1 do IPCC), embora a faixa de incerteza esteja entre 0,3% e 3% (IPCC, 2006; Signor, 2010).

O fator de emissão é uma das métricas utilizadas como parâmetro central (média ou mediana) para sistemas agropecuários (Myhre et al., 2013). O fator de emissão de 1% foi estimado a partir de dados disponíveis na literatura para permitir estimativas de emissões em estudos de avaliação de ciclo de vida de culturas agrícolas sem dados de campo (Brentrup et al., 2000). Porém, esse valor deve ser bastante variável para cada situação particular, e, portanto, tem sido contestado em alguns estudos (Denmead et al., 2009; Crutzen et al., 2008; Schils et al., 2008). O fator de emissão não leva em consideração, o tipo de solo, a textura, a cultura e o clima da área, fatores importantes que interferem na produção e na variabilidade das emissões de  $N_2O$  (Flynn et al., 2005). Para tornar ainda mais aplicável, pode-se sugerir a

relação da intensidade de emissão por produto, que relaciona a emissão pela produtividade de determinado cultivo ou sistema, de acordo com Carvalho et al., (2017), Silva et al., (2017), Campanha et al. (2019).

Considerando os diversos processos de perdas a que o N está sujeito, Cunha et al. (2018) calcularam o índice médio de uso de N de 57% para as principais culturas agrícolas do Brasil, como, soja, milho, cana-de-açúcar, café, algodão, arroz, feijão, trigo, sorgo, mamona, amendoim, dentre outras, no período de 2009 a 2012. Na cultura do milho, cerca de 30% a 60% do N que é aplicado na forma de fertilizante é recuperado pela planta (Coser et al., 2016), enquanto o restante do N pode sofrer perdas por lixiviação na forma de nitrato, volatilização como amônia e, ainda, em quantidades muito inferiores, nitrificação e desnitrificação, principalmente na forma de  $N-N_2O$ . Apesar de a perda por  $N-N_2O$  ser pequena, ambientalmente é de forte impacto para a mudança climática global, em função do seu potencial de aquecimento global e do seu tempo de permanência (meia-vida) na atmosfera de 121 anos (Myhre et al., 2013). Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi buscar informações que relacionam efeitos da adubação nitrogenada e de práticas agrícolas na emissão de  $N_2O$ , principal gás de efeito estufa de origem agrícola, a fim de orientar práticas mais sustentáveis de intensificação agropecuária a partir do uso de fertilizantes.

## Manejo da adubação nitrogenada para redução das emissões de $N_2O$ nas culturas anuais e na cana-de-açúcar

O aporte de N aos solos agrícolas, seja na forma de fertilizantes sintéticos, fertilizantes orgânicos ou leguminosas usadas como adubo-verde, é o principal responsável pelas suas emissões de  $N_2O$ . Nos solos e sistemas agrícolas em geral, por volta de 1% do N aplicado na forma dessas fontes é convertido em  $N_2O$  (Myhre et al., 2013; Mazzetto et al., 2020). Esse “fator de emissão” pode variar em função do solo, do seu manejo e de outras práticas agrícolas e, em geral, é inferior a 1% nas condições dos solos agrícolas bem drenados do Cerrado (Silva et al., 2017; Campanha et al., 2019). Portanto, as emissões de  $N_2O$  aumentam com o N aplicado (Campanha et al., 2019) e são influenciadas por outros aspectos do manejo da adubação.

O uso criterioso dos fertilizantes nitrogenados, buscando-se maior produtividade e retorno econômico da adubação com o aumento na eficiência de recuperação pelas culturas do N aplicado, propiciando redução das doses, também é uma forma de reduzir essas emissões. Assim, é indicado o uso dos preceitos “4Cs” (C de certo) do manejo de nutrientes na agricultura, ou seja, a fonte certa, aplicada no momento certo, do modo (localização) certo e na dose certa (Casarin; Stipp, 2013; International Plant..., 2013; Millar et al., 2014). Ênfase aqui será dada aos fertilizantes sintéticos.

## Fontes de nitrogênio

O N, nos principais fertilizantes, está presente nas formas amoniacal, nítrica ou amídica. A ureia, com N na forma amídica ( $\text{NH}_2$ ), é o fertilizante nitrogenado sólido mais utilizado no País, com o maior teor de N e o menor custo por quantidade do nutriente (Cantarella, 2007). Em solo úmido, a conversão do N amídico ( $\text{NH}_2$ ) da ureia em amônia ( $\text{NH}_3$ ) é rápida (1 a 2 dias) e ocorre sob a ação da enzima urease produzida por microrganismos do solo. A amônia reage com íons  $\text{H}^+$ , sendo convertida em amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), quanto menor o pH mais intensamente ocorre essa reação. Contudo, se o contato da ureia com o solo é reduzido, o que ocorre quando não há incorporação, ou seja, o fertilizante é aplicado na superfície, parte significativa do N é perdida por volatilização de amônia. Essas perdas são em geral mais intensas quando a ureia é aplicada sobre resíduos vegetais, sendo frequentes perdas ao redor de um terço do N aplicado (Cantarella; Montezano, 2010).

Perdas de N por volatilização de amônia podem também ocorrer com os fertilizantes amoniacais (sulfato de amônio, nitrato de amônio, MAP e outros) aplicados sem incorporação em solos com pH muito elevado na camada superficial, situação comum no sistema plantio direto, mas são em geral inferiores em relação à ureia. Nas escalas regional ou planetária, a amônia volatilizada dos solos agrícolas, não utilizada pelas culturas, retornará como poluente nos sistemas terrestres e aquáticos, sendo ainda fonte indireta para produção de  $\text{N}_2\text{O}$ .

A incorporação mecânica da ureia aos solos, a irrigação ou a ocorrência de chuvas no dia da aplicação praticamente eliminam as perdas por volatilização. Na agricultura de sequeiro, a utilização da ureia estabilizada com o inibi-



dor de urease NBPT ( $\geq 0,5$  kg/t de ureia), que pode retardar a conversão para amônia até que seja incorporada ao solo pela chuva, é uma forma eficaz de se reduzir em aproximadamente 50% as perdas por volatilização proveniente da ureia aplicada sem incorporação (Guelfi, 2017; Cantarella et al., 2018). O efeito do inibidor de urease no campo é de até duas semanas, período após a aplicação suficiente para que a ureia seja incorporada ao solo pela chuva. Em condições adequadas de armazenamento, a ureia com NBPT pode ser mantida por até 9 meses, dependendo da tecnologia industrial de adição do NBPT. Assim, na agricultura de sequeiro, quando não for incorporada ao solo, a utilização da ureia deve ser sempre na forma estabilizada com NBPT (Cantarella et al., 2018).

Nos solos agrícolas, o amônio proveniente dos fertilizantes amoniacais e da ureia sofre as reações de nitrificação, que consistem na oxidação microbiana do N para a forma final de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Em condições de solo úmido, essas reações praticamente se completam em duas a três semanas. Parte das emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  dos solos ocorre associada ao processo de nitrificação, como um produto secundário dessas reações.

Em geral, a principal fonte de emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  são as reações de desnitrificação, em que ocorre a redução microbiana do nitrato até a forma final de  $\text{N}_2$ , sendo o  $\text{N}_2\text{O}$  uma fase intermediária do processo. Essas reações ocorrem em condições de baixa aeração do solo, caso dos solos com drenagem deficiente. Contudo, ocorrem também nos solos bem drenados, em condições temporárias de alta umidade, com a formação de microsítios anaeróbicos (Vieira, 2017) no interior dos agregados do solo. O nitrato apresenta maior mobilidade no perfil do solo em relação ao amônio, com potenciais perdas por lixiviação nos solos agrícolas.

Estudos sobre emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em solos agrícolas, comparando diferentes fontes de N (amídicas, amoniacais, nítricas e mistas), têm mostrado resultados inconsistentes (Hatfield, 2016), devido às interações com as condições de umidade, aeração e outros fatores do solo influenciando as reações de nitrificação e desnitrificação. Por outro lado, os resultados mundiais com fertilizantes amoniacais ou ureia estabilizados com inibidores de nitrificação, como DMPP, DCD, nitrapirina e outros, são consistentes para reduzir emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  (Halvorson et al., 2014; Hatfield, 2016; Soares et al., 2016; Vieira, 2017), retardando a nitrificação de duas a oito semanas (Havlin et al., 2016).

Reduções superiores a 50% nas emissões de  $N_2O$  são frequentes para os fertilizantes tratados com inibidores de nitrificação, podendo esta ser considerada a principal tecnologia disponível com significativo impacto direto nessas emissões. Simon et al. (2018) constataram que, em pastagem subtropical, a utilização de inibidor de nitrificação dicianodiamida (DCD) apresentou potencial de reduzir a emissão de  $N_2O$  de urina, particularmente, nas estações mais frias do outono e do inverno, quando reduziu as emissões em 60%–82% após ser dissolvido na urina. DCD, pulverizado em manchas de excreta, reduziu significativamente as emissões apenas no outono (em 47%).

Fertilizantes com inibidores de nitrificação não são comercializados no Brasil atualmente. Contudo, têm sido estudados no País para diversas culturas (Megda et al., 2009; Schiavinatti et al., 2011; Lopes et al., 2013; Moro et al., 2013; Soares et al., 2016), sendo ainda necessários mais estudos para comprovar sua eficácia agrônômica com relação ao prolongamento da manutenção do N no solo na forma de amônio, redução das perdas de N por lixiviação de nitrato e aumento na recuperação pelas culturas do N aplicado. Um aspecto negativo dos inibidores de nitrificação, quando utilizados conjuntamente ao NBPT na ureia, é a eventual redução da eficácia desse inibidor de urease na perda de N por volatilização de amônia, possivelmente pela manutenção de maiores concentrações de N amoniacal no solo pela inibição da nitrificação (Cantarella et al., 2018).

Fertilizantes de liberação controlada, por meio de tecnologias de revestimento dos grânulos e outras, cuja solubilização no solo é mais lenta em relação aos fertilizantes nitrogenados tradicionais (Millar et al., 2014; Guelfi, 2017), podem também ser eficazes na redução das emissões de  $N_2O$ . Contudo, são, em geral, menos competitivos economicamente para utilização nas principais culturas. E, assim como para os inibidores de nitrificação, faltam ainda estudos no Brasil que mostrem sua eficácia no aumento da eficiência de recuperação do N, o que permitiria reduzir suas doses e/ou evitar o parcelamento da adubação.

Além dos fertilizantes nitrogenados sintéticos, resíduos e fertilizantes orgânicos são também importantes fontes de N na agricultura, destacando-se os restos culturais, leguminosas adubo verde e outras plantas de cobertura reciclando para as camadas superficiais N mineral do perfil solo. Urina e esterco animais, resíduos urbanos, como o lodo de esgoto e composto de lixo,

resíduos da indústria e da agroindústria, como os da produção de açúcar e etanol, composto orgânico produzido a partir de resíduos diversos, e fertilizantes organominerais são também fontes relevantes de N.

Do mesmo modo que ocorre com os fertilizantes sintéticos, as reações de nitrificação e desnitrificação que se seguem à mineralização do N dos resíduos e fertilizantes orgânicos, produzindo amônio no solo, têm como consequência as emissões de  $N_2O$  pelos solos agrícolas. Aspectos do manejo e emissões de  $N_2O$  com a utilização dos resíduos da cana-de-açúcar e das plantas de cobertura e restos culturais são tratados em outros itens (2.4, 3.3 e 3.4).

A taxa de mineralização de N dos fertilizantes e resíduos orgânicos é determinada pela relação C/N, lignina/N e outras características desses materiais, além de condições do solo e clima. Ao contrário dos fertilizantes minerais, os resíduos e os fertilizantes orgânicos são também substrato (fontes de carbono) para microrganismos envolvidos nas reações de nitrificação e desnitrificação. Esses aspectos podem levar a fatores de emissão de  $N_2O$  inferiores, semelhantes ou superiores para essas fontes orgânicas em relação aos fertilizantes minerais (Aguilera et al., 2013; Abalos et al., 2016; Signor; Cerri, 2013; Graham et al., 2017; Davis et al., 2019). De fato, o IPCC (2006) não faz distinção entre fontes minerais e orgânicas de N com relação às emissões de  $N_2O$ , com fator de emissão default de 1% para ambas.

Assim, embora não se possa esperar decréscimos nas emissões de  $N_2O$  com a intensificação do uso de fertilizantes e resíduos orgânicos como fontes de N, a economia de fertilizantes sintéticos propiciada pode permitir significativa redução nas emissões de GEEs na agricultura, considerando-se a grande “pegada de carbono” associada à produção industrial dos fertilizantes nitrogenados (emissões de  $CO_2$  via processo de Haber-Bosch).

## **Doses de nitrogênio**

As recomendações de adubação nitrogenada baseiam-se em resultados da experimentação de campo com as respectivas culturas, tendo-se como tratamentos doses (e parcelamentos) de fertilizantes nitrogenados. Determina-se para as condições de cada experimento a dose de máximo retorno econômico da adubação. Esses estudos são complementados por estimativas das

doses de N na forma de fertilizante ( $N_f$ , kg/ha), em função da necessidade de extração de N pela cultura ( $N_c$ , kg/ha) para um determinado potencial produtivo; do suprimento de N do solo para a cultura ( $N_s$ , kg/ha) a partir da mineralização da matéria orgânica, mineralização dos restos culturais anteriores, efeito residual das adubações anteriores; e da eficiência de recuperação pela cultura do fertilizante aplicado ( $E_f$ ) conforme a expressão:  $N_f = [N_c - N_s] / E_f$ . Valores de  $E_f$  para as culturas e condições gerais comumente estão ao redor de 0,5 (recuperação pela cultura de 50% do N aplicado no ano), e raramente inferiores e superiores a 0,25 e 0,75, respectivamente.

Na Tabela 1, é apresentada uma compilação de recomendações de adubação nitrogenada para as principais culturas anuais e a cana-de-açúcar no Cerrado, de acordo com a expectativa de produtividade, em condições predominantes de solo e sistema de cultivo, e uso correto das fontes de N (amoniais, nítricas e a ureia com NBPT). Ajustes nessa adubação em função do solo (textura e matéria orgânica em alguns casos) e histórico de cultivos anteriores são indicados nas respectivas publicações fontes das informações da Tabela 1 (rodapé).

**Tabela 1.** Recomendações de doses de nitrogênio e o parcelamento da adubação em função do potencial produtivo nas condições locais para as principais culturas anuais e a cana-de-açúcar no Cerrado<sup>1,2</sup>.

| Produção e dose de N | Cultura (MS; N extraído; N exportado) <sup>3</sup> |                                   |     |     |     |
|----------------------|--|-----------------------------------|-----|-----|-----|
|                      |  | Milho (0,9 t/t; 24 kg/t; 16 kg/t) |     |     |     |
| Prod., t/ha          | ≤5   | 7                                 | 9   | 11  | ≥13 |
| N, kg/ha             | 60   | 90                                | 130 | 180 | 230 |
|                      | Sorgo granífero (1,1 t/t; 32 kg/t; 19 kg/t)        |                                   |     |     |     |
| Prod., t/ha          | ≤3   | 4                                 | 5   | 6   | ≥7  |
| N, kg/ha             | 40   | 60                                | 90  | 120 | 150 |
|                      | Algodão em caroço (1,3 t/t; 60 kg/t; 23 kg/t)      |                                   |     |     |     |
| Prod., t/ha          | ≤3   | 4                                 | 5   | 6   | ≥7  |
| N, kg/ha             | 90   | 110                               | 130 | 160 | 190 |
|                      | Arroz de terras altas (1,4 t/t; 24 kg/t; 14 kg/t)  |                                   |     |     |     |
| Prod., t/ha          | ≤3   | 4                                 | 5   | 6   | ≥7  |
| N, kg/ha             | 40   | 60                                | 80  | 100 | 120 |

Continua...

**Tabela 1.** Continuação.

| Produção e dose de N | Cultura (MS; N extraído; N exportado) <sup>3</sup> |     |     |     |      |
|----------------------|--|-----|-----|-----|------|
|                      | Trigo (1,1 t/t; 41 kg/t; 23 kg/t)                  |     |     |     |      |
| Prod., t/ha          | ≤1,5   | 3   | 4,5 | 6,0 | ≥7,5 |
| N, kg/ha             | 30   | 50  | 80  | 110 | 140  |
|                      | Girassol (1,6 t/t; 41 kg/t; 23 kg/t)               |     |     |     |      |
| Prod., t/ha          | ≤1,5   | 2,5 | 3,5 | 4,5 | ≥5,5 |
| N, kg/ha             | 40   | 60  | 90  | 120 | 150  |
|                      | Cana-planta (0,12 t/t; 1,4 kg/t; 0,9 kg/t)         |     |     |     |      |
| Prod., t/ha          | ≤80  | 100 | 120 | 140 | ≥160 |
| N, kg/ha             | 30   | 40  | 50  | 70  | 90   |
|                      | Cana-soca (0,12 t/t; 1,4 kg/t; 0,9 kg/t)           |     |     |     |      |
| Prod., t/ha          | ≤60  | 80  | 100 | 120 | ≥140 |
| N, kg/ha             | 60   | 80  | 100 | 120 | 140  |
|                      | Mandioca (0,25 t/t; 5,8 kg/t; 2,0 kg/t)            |     |     |     |      |
| Prod., t/ha          | ≤15  | 25  | 35  | 45  | ≥55  |
| N, kg/ha             | 30   | 50  | 70  | 90  | 110  |
|                      | Feijão (1,3 t/t; 43 kg/t; 30 kg/t)                 |     |     |     |      |
| Prod., t/ha          | ≤1,5   | 2,5 | 3,5 | 4,5 | ≥5,5 |
| N, kg/ha             | 40   | 60  | 80  | 100 | 130  |
|                      | Soja (0,9 t/t; 90 kg/t; 60 kg/t)                   |     |     |     |      |
| Prod., t/ha          | ≤2,5   | 3,5 | 4,5 | 5,5 | ≥6,5 |
| N, kg/ha             | 0  | 0   | 0   | 0   | 0    |

<sup>1</sup> Fonte (adaptado): Raji et al. (1996); Howeler (2002); Sousa e Lobato (2004a); Unkovich et al. (2011); Fialho et al. (2013); Vitti et al. (2015); Resende et al. (2018); Santos et al. (2018); Borin et al. (2019); Carvalho et al. (2019); Silva et al. (2019); Chagas et al. (2020).

<sup>2</sup> Parcelamento do N: *Milho*: 30 kg/ha na semeadura, até 100 kg/ha na fase de 6-8 folhas, dividir igualmente doses superiores nas fases de 4-6 e 8-10 folhas; *Sorgo granífero*: 20 kg/ha na semeadura e o restante na fase de 4 a 6 folhas (20 a 25 dias após a emergência); *Algodão*: 30 kg/ha na semeadura, até 60 kg/ha no aparecimento do primeiro botão floral (B1), dividir igualmente doses superiores nas fases B1 e a da primeira flor aberta (F1); *Arroz de terras altas*: 20 kg/ha na semeadura, até 60 kg/ha no início do perfilhamento, dividir igualmente doses superiores nas fases do início do perfilhamento e do primórdio floral; *Trigo*: 20 kg/ha na semeadura e o restante no início do perfilhamento (15 dias após a emergência); *Girassol*: 20 kg/ha na semeadura e o restante aos 30 dias após a emergência; *Cana-planta*: 30 kg/ha no plantio e o restante após 2 meses ou no início da estação chuvosa; *Cana-soca*: dose única no início da rebrota; *Mandioca*: dose total aplicada por volta de 45 dias após a brotação; *Feijão*: inoculação das sementes com rizóbium, 20 kg/ha na semeadura, o restante na fase de três trifólios desenvolvidos (V4); *Soja*: inoculação das sementes com rizóbium.

<sup>3</sup> MS, t/t: Rendimento de matéria seca da parte aérea (excluindo o produto colhido) / t de produto colhido na sua umidade padrão; N extraído, kg/t: nitrogênio acumulado em toda a parte aérea (e nas raízes colhidas no caso da mandioca) / t de produto colhido na sua umidade padrão; N exportado, kg/t: nitrogênio acumulado nos produtos colhidos / t de produto colhido na sua umidade padrão.

As quantidades de N extraído e N exportado pelas culturas são também apresentadas na Tabela 1, expressas em kg de N/t de produto colhido, representando condições de boa produtividade. Esses números podem ser diferentes, em função de variedade, disponibilidade de N e condições de baixa produtividade, como, por exemplo, para situações do milho safrinha, com bom desenvolvimento vegetativo, mas com baixa produtividade por falta de chuvas na fase de enchimento dos grãos. Essa situação leva a uma maior proporção de biomassa da parte aérea (excluindo os grãos) em relação aos grãos (índice MS na Tabela 1), e a uma quantidade de N exportado proporcionalmente menor em relação ao N extraído.

Conforme já mencionado, a importância da estimativa de doses econômicas (não excessivas) de N nos sistemas agrícolas reside no fato de que as emissões de  $N_2O$  aumentam com as doses aplicadas. Portanto, o “fator de emissão”, em geral, aumenta com a dose de N (Shcherbak et al., 2014), ou seja, as emissões de  $N_2O$  aumentam exponencialmente em relação às doses, o que torna ainda mais crítica a aplicação de doses excessivas de N.

Ao contrário do P, do K e de outros nutrientes, para os quais a análise química do solo permite a estimativa da sua capacidade de suprimento às culturas, não há métodos ou sistemas de recomendação validados no Cerrado para avaliação do suprimento de N, embora estimativa baseada no teor de matéria orgânica do solo tenha sido proposta (Sousa; Lobato, 2004b). Por outro lado, a matéria orgânica, além dos “créditos de nitrogênio” associados ao histórico de cultivos anteriores, é formalmente considerada no sistema de recomendação de adubação do Sul do País para estimativa do suprimento de N do solo ( $N_s$ ) (Comissão de Química..., 2016).

Sistemas mais avançados de recomendação de dose e parcelamento da adubação nitrogenada estão sendo implementados em outros países, como o “*Adapt-N*”, que combina modelos do solo e da cultura para predição dos efeitos do clima do ano agrícola corrente no potencial produtivo, demanda de N pela cultura e perdas de N (Moebius-Clune et al., 2013; Sela et al., 2016). O “*Adapt-N*” tem permitido melhores estimativas de dose e parcelamento do N em relação às recomendações correntes, com maior lucratividade e menor impacto ambiental da adubação nitrogenada.

O conhecimento do potencial produtivo de cada talhão agrícola na propriedade e a variabilidade da produtividade dentro do talhão são importantes para vários aspectos do manejo do solo e da cultura, incluindo a adubação nitrogenada. Textura, profundidade efetiva do solo, disponibilidade de água, drenagem e aeração, ocorrência de cascalho e outras condições físicas das camadas subsuperficiais, que não podem ser alteradas pelo manejo são determinantes do potencial produtivo. O mapeamento dessas diferentes “zonas de manejo” ou “unidades de gestão diferenciada”, com o uso criterioso de ferramentas da agricultura de precisão (Baio et al., 2018), pode propiciar redução das doses de N nas zonas de menor potencial produtivo, consequentemente, reduzindo os custos da adubação nitrogenada e as emissões de  $N_2O$ . Esse serviço já é prestado por boas empresas de consultoria em agricultura de precisão no País.

Mas ainda há muito o que avançar na pesquisa em manejo da adubação nitrogenada no Cerrado, buscando-se o aumento econômico das produtividades e a redução dos impactos ambientais da agricultura.

## **Modo de aplicação e parcelamento do fertilizante nitrogenado**

O parcelamento da adubação nitrogenada durante o ciclo anual das culturas é uma prática recomendada para o aumento da eficiência de recuperação do N aplicado (Tabela 1). Nas condições de solos bem drenados no Cerrado, é rápida a nitrificação (duas a três semanas). Ao contrário do amônio ( $NH_4^+$ ), que é adsorvido à matéria orgânica e argilominerais com carga negativa no solo (CTC), apresentando mobilidade no perfil do solo semelhante à do potássio ( $K^+$ ), o nitrato é altamente móvel, principalmente nas camadas superficiais. Em condições de elevada precipitação, pode ser lixiviado para camadas com pouca presença de raízes (ou mesmo abaixo), sendo pouco utilizado pelas culturas. Assim, busca-se com o parcelamento da adubação nitrogenada a sincronia aproximada da aplicação do fertilizante com a fase de maior demanda de N pela cultura.

Do mesmo modo, busca-se, com o modo de aplicação ou localização dos fertilizantes, aumentar o aproveitamento pelas culturas do N aplicado, posicionando-o em zona com alta densidade de raízes. Na agricultura brasileira,

com o grande predomínio de uso dos fertilizantes sólidos, os principais modos de aplicação são: (a) em linha ou sulco enterrado no solo, no plantio ou em cobertura; (b) a lanço em área total, com ou sem incorporação ao solo; (c) em faixas, sem incorporação.

São pouco consistentes os resultados da literatura sobre os efeitos diretos na emissão de  $N_2O$  do parcelamento e do modo de aplicação dos fertilizantes nitrogenados, devido às interações com as condições de umidade e aeração dos solos, fontes de N e outros fatores influenciando as reações de nitrificação e desnitrificação (Millar et al., 2014; Venterea et al., 2016; Hatfield, 2017). Contudo, em algumas situações, a aplicação em linha com incorporação resultou em maiores emissões em relação à aplicação a lanço em área total, possivelmente devido ao maior contato inicial com o solo ou ao efeito da maior concentração localizada de amônio e/ou nitrato na aplicação em linha. Do mesmo modo, em algumas situações, o parcelamento da adubação nitrogenada pode resultar em maiores emissões de  $N_2O$  ao longo do ciclo da cultura (Venterea; Coulter, 2014), possivelmente pela repetição dos episódios de aporte de nitrogênio. Esses aspectos do manejo da adubação nitrogenada precisam ser melhor estudados nas condições da agricultura no Cerrado, com relação às emissões de  $N_2O$  e desempenho das culturas.

Contudo, mesmo que não impactem diretamente nas emissões de  $N_2O$ , práticas que levam à maior eficiência de recuperação pelas culturas do N aplicado, propiciando redução das suas doses, contribuem também para a redução das emissões.

## **Aspectos do manejo da adubação nitrogenada na cana-de-açúcar**

A cana-de-açúcar apresenta particularidades com relação ao manejo da adubação nitrogenada, por ser uma cultura semiperene, colhida predominantemente durante abril a novembro nas condições da região Centro-Sul do País, compreendendo toda a estação seca e o final e o início da estação chuvosa. É complexo o manejo do nitrogênio para a cultura, cujos ganhos de produtividade com a sua adubação são, em geral, significativos, mas incertos, com respostas pouco previsíveis (Cantarella, 2007; Otto et al., 2016).



A grande quantidade de resíduos sobre o solo (palhiço proveniente da colheita mecanizada), que pode potencializar as perdas de ureia por volatilização, as extensas áreas adubadas durante a estação seca após a colheita e o predomínio de aplicações superficiais dos fertilizantes são condições que tornam pouco eficaz a utilização da ureia com inibidor de urease. Assim, o nitrato de amônio, já amplamente utilizado para a cana-de-açúcar (Cantarella et al., 2007; Vitti et al., 2015), é a fonte de escolha para esta cultura, apesar do custo em geral superior em relação à ureia. Na forma estabilizada com o NBPT, a ureia pode ser recomendada nas adubações em início e final de safra, com a perspectiva de chuvas que propiciam sua incorporação nas duas semanas que se seguem à adubação.

Por outro lado, a adubação da cana-soca com os fertilizantes incorporados ao solo, em linha, cortando o palhiço, é uma forma eficaz de viabilizar a utilização da ureia ao longo do ano, evitando-se a perda de N por volatilização, sem inibidor de urease. A incorporação ao solo, mesmo do nitrato de amônio, pode propiciar ganhos de produtividade e redução nas emissões de  $N_2O$  em relação à aplicação superficial sobre o palhiço (Castro et al., 2017; Borges et al., 2019). Dado ao impacto desses resultados de pesquisa, são ainda necessários mais estudos sobre os modos de aplicação dos fertilizantes nitrogenados na cana-de-açúcar, para que se possa generalizar essas recomendações.

Outra particularidade da produção da cana-de-açúcar é a grande geração de resíduos orgânicos nos processos de produção do açúcar e do etanol, basicamente a torta de filtro, as cinzas de caldeira e a vinhaça, utilizados como fontes de N, P e K no âmbito da usina, permitindo a reciclagem de nutrientes e economia de fertilizantes. É dominante no sistema de produção da cultura o cultivo de soja, amendoim ou leguminosas adubo-verde (crotalárias e outras espécies) na reforma do canavial, cujos “créditos de N” são, em parte, responsáveis pela menor necessidade de fertilizantes nitrogenados para a cana-planta em relação às socas. Todas essas fontes de N são também fontes de emissões de  $N_2O$  (Siqueira Neto et al., 2016; Silva et al., 2017).

A utilização da vinhaça, cujo valor fertilizante se deve principalmente ao seu alto teor de potássio, tem particular implicação nas emissões de  $N_2O$  dos solos canavieiros. Mais recentemente, o processo de concentração de vinhaça na usina por evaporação parcial da água tem propiciado o seu enriquecimento com fontes de N e de outros nutrientes e a adubação líquida exclusiva da ca-

na-soca. A aplicação de fertilizantes nitrogenados seguida da vinhaça (in natura ou concentrada) ou a aplicação conjunta na forma de vinhaça enriquecida pode triplicar as emissões de  $N_2O$  em relação à aplicação isolada do fertilizante nitrogenado (Paredes et al., 2015; Silva et al., 2017; Lourenço et al., 2019). Isso se deve à carga de carbono lábil da vinhaça (ácidos orgânicos de cadeia curta), o que leva a um rápido aumento na atividade microbiana do solo. Para contornar esse problema, pode-se recomendar a aplicação do fertilizante nitrogenado separadamente, algumas semanas após a aplicação da vinhaça.

A digestão anaeróbica da vinhaça para produção de biogás ( $CH_4$ ), processo ainda pouco explorado pelo setor sucroalcooleiro do País, supriria a usina com nova fonte de energia para usos diversos, além de reduzir as emissões deste GEE durante o armazenamento e transporte da vinhaça. O estudo de Moraes et al. (2017) sugere ainda que a digestão anaeróbica da vinhaça, reduzindo a sua carga de carbono lábil, eliminaria ou reduziria o efeito sinérgico na emissão de  $N_2O$  no caso da sua aplicação conjunta com fertilizantes nitrogenados.

Com o programa governamental RenovaBio, que visa a expansão dos biocombustíveis na matriz energética nacional, novas práticas que levem à redução nas emissões de  $N_2O$  e outros GEEs no ciclo da produção do etanol poderão, no futuro, ser consideradas na certificação das usinas para emissão e comercialização de “créditos de descarbonização” (CBIOS).

## Fatores que afetam a ciclagem de N

O  $N_2O$  do solo é um resultado da nitrificação e desnitrificação microbiana, sendo modulado pela quantidade de substrato (N) e pelas condições ambientais ( $O_2$ , espaço poroso preenchido por água-EPSSA, pH do solo e temperatura). Essas, por sua vez, são modificadas por uma série de práticas de manejo agrícola (por exemplo, irrigação, fertilizante nitrogenado e aplicação de vinhaça), podendo inclusive ocorrer sinergismo de fatores (Silva et al. 2017; Plaza-Bonilla et al., 2018).

A umidade e aeração do solo, representadas pela porcentagem de espaço dos poros preenchido pela água (EPPA) e a temperatura contribuem para potencializar o efeito da aplicação de nitrogênio via fertilizantes.

O aumento da atividade microbiana geralmente reduz níveis de oxigênio do solo, que induzem a emissão de  $N_2O$  por desnitrificação, particularmente quando o teor de água do solo é alto após irrigação ou chuvas intensas. E a umidade do solo é que determina a duração desses picos de emissão de  $N_2O$  após a fertilização nitrogenada (Carvalho et al. 2021).

## Preparo do solo

O sistema plantio direto (SPD) baseado no uso de plantas de cobertura e na rotação de culturas destaca-se como um sistema de manejo que minimiza as práticas mecânicas de preparo e maximiza o aporte ao solo dos resíduos vegetais, podendo reduzir, evitar e, até mesmo, recuperar a degradação relacionada à falta dos resíduos e ao revolvimento do solo (Federação Brasileira de Plantio, 2014). Porém, uma das premissas básicas para garantir a qualidade e sustentabilidade do sistema plantio direto, atestando-o como ferramenta da “Agricultura Conservacionista”, é a adequada produção de resíduos vegetais em quantidade e qualidade, o que favorece o acúmulo de palhada na superfície do solo, a ciclagem mais eficiente de nutrientes e o incremento dos estoques de carbono (C) no solo (Carvalho et al., 2015).

O uso de plantas de cobertura, seja em rotação, em sucessão ou em consórcios, é fundamental para a implantação e a manutenção de SPD com qualidade, principalmente, no sentido de incrementar estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo, contribuindo para a mitigação dos gases de efeito estufa (GEEs) e nas mudanças climáticas (Chenu et al., 2018). A ciclagem de nutrientes também será favorecida pelo uso dessa prática, podendo propiciar condições de menores exigências em nitrogênio (N) via fertilização, sobretudo, no milho e em outras gramíneas como *Brachiaria* spp, em sistemas de integração-lavoura-pecuária, que demandam altas doses de adubos nitrogenados. A redução das quantidades aplicadas desse insumo refletirá em menor N mineral do solo, podendo reduzir as emissões de óxido nitroso ( $N_2O$ ) do solo.

A dinâmica dos fluxos de  $N_2O$  pode ser afetada pelos sistemas de preparo do solo (convencional e plantio direto). As menores emissões de  $N_2O$  num solo cultivado com milho sob plantio direto foram devidas à menor exposição de solo e à maior proteção da superfície por plantas de cobertura. Os incrementos dos fluxos de  $N_2O$  após o preparo de solo têm sido atribuídos ao aumento

de  $\text{NO}_3^-$ , às mudanças nas taxas de transporte no solo pelas alterações na porosidade e à superfície do solo diretamente em contato com a atmosfera (Sanhueza et al., 1994). Carvalho et al. (2016) observaram picos de emissão de  $\text{N}_2\text{O}$  no solo sob uso de mucuna-cinza e de vegetação espontânea ou pousio no sistema plantio direto, atribuídos aos microssítios de anaerobiose por processos de humificação e compactação, respectivamente.

## Impactos e manejo da Irrigação

A Região Centro-Oeste do Brasil aumentou em quatro vezes suas áreas irrigadas ao longo dos últimos 20 anos, atingindo 1,2 milhão de hectares em 2015 e representando 12% da área total irrigada no Brasil (ANA, 2017). Do total da área irrigada para a agricultura dessa região, 44,8% é para a produção de cana-de-açúcar, enquanto 31,9% é para a produção de grãos (ANA, 2017). Grande parte dessas áreas canavieiras recebe a irrigação de “salvação”, que consiste na aplicação de uma ou duas lâminas de água de 30 mm a 60 mm para garantir a brotação da cana após a colheita. A irrigação aumenta a produtividade da cana-de-açúcar (Rodolfo Junior et al., 2016), porém, também, incrementa as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  (Silva et al., 2017), devido à formação de microssítios anaeróbios que favorecem o processo de desnitrificação, principal responsável pela formação desse GEE no solo.

Estudos conduzidos por Carvalho et al. (2021) indicam que os diferentes regimes hídricos para a produção de cana-de-açúcar no Cerrado não aumentam as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  em comparação ao que é comumente adotado pelos agricultores da região (“irrigação de salvação”). No entanto, regimes hídricos de 46% com base na demanda evapotranspirométrica da planta aumentam o rendimento da cultura. Além de diminuir o uso de água no sistema de 75% para 46%, há a redução da energia utilizada na irrigação, favorecendo a sustentabilidade do sistema de produção. O indicador de intensidade de emissão por produtividade da cana-de-açúcar mostrou, ainda, que a cana-de-açúcar (soca) que recebe o regime de irrigação de 75% deve ser considerada como boa opção para mitigar a emissão de gases de efeito estufa e aumentar a produtividade da cana-de-açúcar no Cerrado em relação à irrigação de salvamento e de 17% (Carvalho et al., 2021).

## Plantas de cobertura fixadoras e não fixadoras de N<sub>2</sub>

O uso de leguminosas que fixam N (por exemplo, mucunas e *Crotalaria uncea*) em sistemas agrícolas podem representar a incorporação de até 230 kg ha<sup>-1</sup> de N (Carvalho et al., 2014). Esse aporte de N no solo pelas leguminosas pode incrementar as emissões de N<sub>2</sub>O (Carvalho et al., 2016). Os fluxos de N<sub>2</sub>O também poderão ser influenciados pela qualidade dos resíduos desse material vegetal como reflexo da decomposição e da respiração radicular e microbiana.

Hungria et al. (2016) constataram que a inoculação com *Azospirillum brasiliense* promove o crescimento de *Brachiaria brizantha* e *Brachiaria ruziziensis*, representando um papel importante na recuperação de pastagens degradadas. Porém, esse impacto necessita ser melhor investigado, já que a adição de N pode estimular a mineralização da matéria orgânica, conseqüentemente, reduzir estoques de carbono e aumentar os fluxos de N<sub>2</sub>O do solo (Figueiredo et al., 2018; Sato et al., 2019). Resultados de pesquisas no Cerrado (Santos et al., 2016; Carvalho et al., 2017; Sato et al., 2017; Figueiredo et al., 2018; Sato et al., 2019) mostram reduções nas emissões de N<sub>2</sub>O, com aplicações de práticas agrícolas como rotação de culturas, incluindo, a intercalação com leguminosas e algumas gramíneas como *Brachiaria* spp, que promovem menor dependência por fontes externas de N (Hungria et al., 2016).

## Plantas de cobertura não fixadoras de N<sub>2</sub>

O solo com milho em sucessão à braquiária (*U. ruziziensis*) e ao feijão-bravo-do-ceará resultou em emissões acumuladas de 1,20 kg e 0,86 kg ha<sup>-1</sup> de N-N<sub>2</sub>O, respectivamente, cerca de 42,5% e 19,8% superiores quando comparadas ao milheto (0,69 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>). As emissões semelhantes dessa braquiária (gramínea) e do feijão-bravo-do-ceará (leguminosa) foram justificados baseando-se nas relações semelhantes de lignina/N e produção de matéria seca das duas plantas, inferior em relação ao milheto (Carvalho et al., 2012).

Foram altas as emissões de N<sub>2</sub>O do milho em sucessão ao gandu cv. Mandarin, 2,54 kg ha<sup>-1</sup>. Esta espécie possui também teores de lignina mais elevados, o que confere aos resíduos vegetais uma elevada resistência à decomposição. Porém, num prazo mais longo o processo de mineralização

dos seus resíduos vegetais acelerou, possivelmente porque está entre as plantas de cobertura com os mais altos teores e maiores conteúdos de N na parte aérea (Carvalho et al., 2012). As maiores emissões de N-N<sub>2</sub>O foram verificadas com aplicação de fertilizante nitrogenado em cobertura para o milho em sucessão ao guandu, nabo-forageiro e mucuna-preta e as menores emissões foram obtidas no solo sob milho em sucessão a *Crotalaria juncea*.

Aubos verdes/plantas de cobertura, como *Mucuna aterrima*, *Canavalia brasiliensis* e *Brachiaria ruziziensis*, que possuem baixa razão lignina/N (Carvalho et al., 2012), se decompõe mais rapidamente e promovem a mineralização de N e maior disponibilidade de nitrato no solo, favorecendo as emissões de N<sub>2</sub>O. Nesse contexto, a decomposição de resíduos vegetais é um parâmetro incluído no cálculo do fator de emissão de N-N<sub>2</sub>O do solo (IPCC, 2006).

## **Inoculação e FBN na soja, aplicação de fertilizantes e redução das emissões**

A aplicação de nitrogênio via fertilizante é uma prática comum na agricultura intensiva e mecanizada no Cerrado, exceto em relação à soja, para a qual não se recomendam fertilizantes nitrogenados (Vargas et al., 2004). Entretanto, doses elevadas de nitrogênio são aplicadas, principalmente no caso do milho, cultivado em grande extensão nessa região. Essas são as duas principais culturas de grãos no Cerrado e podem impactar as emissões de N<sub>2</sub>O para atmosfera.

Mesmo não recebendo adubação nitrogenada, a cultura da soja pode resultar em emissão de N<sub>2</sub>O durante o processo de decomposição de seus restos culturais, principalmente, em monocultivos e preparo convencional do solo. O preparo convencional favorece a decomposição dos resíduos e a mineralização de N, que em sistema de monocultivo deve ter um balanço favorável à sua disponibilidade no solo, resultando em emissão de N<sub>2</sub>O (Santos et al., 2016). Nesse caso, o cultivo de safrinhas, utilizando o N mineral proveniente dos resíduos da soja, pode atuar como tamponamento, reduzindo as emissões, conforme observado por Santos et al. (2016). A cultura de milho tem emissão de N<sub>2</sub>O devido às altas doses de N aplicadas via fertilizantes (Campanha et al., 2019), sendo fundamental a busca de estratégias de mitigação dessas emissões. O cultivo em associação com outras culturas, seja em sistemas

integrados, em sucessão, safrinha ou rotação permitem reduzir aplicações de fertilizantes nitrogenados, conseqüentemente, mitigar as emissões de  $N_2O$ .

O entendimento da dinâmica entre práticas de cultivo (doses de adubação nitrogenada, sistema de preparo, irrigação entre outros) e fluxos de  $N_2O$  é fundamental para a proposição de estratégias de mitigação das emissões desse GEE. Deve-se considerar, ainda, se a aplicação desse nutriente é na forma de ureia, nitrato ou amônio; se é na superfície ou incorporado na linha de semeadura ou entre as linhas, entre outros (Carvalho et al., 2010). A fonte (ureia, nitrato ou amônio) e o modo de aplicação do nitrogênio (na superfície ou incorporado na linha de semeadura ou na entre linha) influenciam os fluxos de  $N_2O$ . Considerando os resultados de Carvalho et al. (2010), o sulfato de amônio mostra ser um fertilizante ambientalmente mais adequado em cultivos irrigados sob sistema plantio direto no Cerrado, por resultar em menores fluxos de  $N_2O$  do solo.

## Manejo do palhicho na cana-de-açúcar

O Brasil, por ser o maior produtor de cana-de-açúcar, tem grande potencial para reduzir as emissões de GEE e aumentar o estoque de carbono do solo, que varia de  $50 \text{ t ha}^{-1}$  a quase  $100 \text{ t ha}^{-1}$  em solos de Cerrado na camada de 0 cm–60 cm (Borges et al., 2019). Nesse contexto, o cultivo da cana-de-açúcar tem despertado interesse das pesquisas em relação às emissões de GEE.

A palha da cana-de-açúcar é um resíduo fibroso heterogêneo (parte aérea das plantas e folhas mais velhas senescentes) com altas relações C/N e lignina/ N. O  $N_2O$  do solo é produzido principalmente pela decomposição da palhada da cana-de-açúcar que permanece no campo e pela aplicação de N e vinhaça associada à irrigação (Paredes et al., 2015; Silva et al., 2017). Embora o Cerrado não seja uma fonte natural de  $N_2O$  (Carvalho et al., 2017), a conversão de vegetação nativa em cana-de-açúcar (Silva et al., 2017) e outros sistemas agrícolas podem resultar em emissão de  $N_2O$  (Santos et al., 2016; Sato et al., 2017; Figueiredo et al., 2018; Sato et al., 2019) e estão comumente associados a maior teor de umidade do solo (devido à chuva ou à irrigação), aplicação de N e vinhaça (Paredes et al., 2015; Silva et al., 2017). No entanto, a irrigação também desempenha um papel importante nas

emissões de  $N_2O$  do solo. Com a expansão das áreas agrícolas de cana-de-açúcar na região do Cerrado, o impacto da adição de água para aumentar a produtividade deve ser avaliado no sentido de não incrementar emissões de  $N_2O$ , necessitando de controle das lâminas de água aplicadas (Carvalho et al., 2021).

## Manejo da adubação nitrogenada

A época de aplicação de fertilizantes deve coincidir com aquela que antecede a maior demanda da cultura. Esse é o caso, principalmente, dos fertilizantes nitrogenados, com alto potencial de perdas. O parcelamento da adubação nitrogenada é essencial para aumentar a eficiência desse fertilizante.

A forma de distribuição também deve ser considerada. A uniformidade de distribuição dos fertilizantes está ligada à característica dos produtos e à qualidade, regulação e operação adequada dos equipamentos para a sua aplicação, de modo a permitir uma localização correta.

## Perspectivas futuras e conclusão

Após os estudos para se conhecer o potencial de emissões de  $N_2O$  dos principais sistemas agrícolas no Cerrado, contribuindo para os inventários nacional e mundial de emissões de GEEs na agricultura e permitindo inferências a partir de fatores de emissão locais em substituição ao de valores centrais (médias ou medianas) do IPCC (Tier 1), a pesquisa no Cerrado deve focar em aspectos do manejo da adubação nitrogenada, principal fonte das emissões de  $N_2O$ . Para isso, deverão ser estudados sistemas para estimativa do suprimento de N dos solos agrícolas em função da matéria orgânica do solo e do histórico de culturas e plantas de cobertura, e o manejo dos fertilizantes nitrogenados, buscando-se maior eficiência na recuperação pelas culturas no N aplicado, possibilitando racionalizar a adubação nitrogenada, reduzindo indiretamente as emissões de  $N_2O$  com a eventual redução das doses de N. O aporte de N aos solos por meio da utilização de plantas de cobertura e/ou outras espécies que reciclam para a camada superficial N mineral lixiviado no perfil do solo, embora também leve a emissões diretas de  $N_2O$  (1% de acordo com o Tier 1 do IPCC; literatura nacional; meta-análises internacionais)



nas reações de nitrificação e desnitrificação que sucedem a mineralização do N, permite reduzir as emissões de GEE na agricultura pela economia de fertilizantes nitrogenados sintéticos cuja pegada de carbono na produção industrial é muito alta. O manejo da adubação nitrogenada com relação ao modo de aplicação, parcelamento e principalmente por meio dos "fertilizantes estabilizados" e de "liberação controlada" deve ser estudado como tecnologia que reduz diretamente as emissões de  $N_2O$ , e indiretamente pelo aumento da eficiência de recuperação pelas culturas do N aplicado. As práticas de intensificação sustentável, como as aplicadas nos sistemas integrados em plantio direto com diversidade de cultivos, rotação e sucessão de culturas, além de associação entre gramíneas forrageiras e leguminosas, são estratégias com potencial de mitigação de  $N_2O$ .

## Referências

- ABALOS, D.; JEFFERY, S.; DRURY, C. F.; WAGNER-RIDDLE, C. Improving fertilizer management in the U.S. and Canada for  $N_2O$  mitigation: Understanding potential positive and negative side-effects on corn yields. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 221, p. 214-221, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.044>
- AGUILERA, E.; LASSALETTA, L.; SANZ-COBENA, A.; GARNIER, J.; VALLEJO, A. The potential of organic fertilizers and water management to reduce  $N_2O$  emissions in Mediterranean climate cropping systems. A review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 164, p. 32-52, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.09.006>
- ANA. **Atlas Irrigação**: uso da água na agricultura irrigada. Brasília, DF, 2017.
- BAIO, F. H. R.; MOLIN, J. P.; POVH, F. P. Agricultura de precisão na adubação de grandes culturas. In: PRADO, R. de M.; CAMPOS, C. N. S. (Ed.). **Nutrição e adubação de grandes culturas**. Jaboticabal: FCAV/UNESP, 2018. p. 351-379.
- BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; SELIGER, R.; EVA, H. D.; SANO, E.; ACHARD, F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127, mar. 2015.
- BORGES, C. D.; CARVALHO, J. L. N.; KÖLLN, O. T.; SANCHES, G. M.; SILVA, M. J.; CASTRO, S. G.; VARGAS, V. P. Can alternative N-fertilization methods influence GHG emissions and biomass production in sugarcane fields? **Biomass and Bioenergy**, v. 120, p. 21-27, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.10.017>
- BORGES, L. de A.; RAMOS, M. L. G.; FERNANDES, P. M.; CARNEIRO, M. A. C.; SILVA, A. M. M. Organic cultivation of sugarcane restores soil organic carbon and nitrogen. **Organic Agriculture**, v. 9, p. 435-444, 2019.

- BORIN, A. L. D. C.; FERREIRA, G. B.; CARVALHO, M. da C. S.; FERREIRA, A. C. de B. Nutrição e adubação do algodão na região do Cerrado. In: FLORES, R. A.; CUNHA, P. P. da; MARCHÃO, R. L.; MORAES, M. F. (Ed.). **Nutrição e adubação de grandes culturas na região do Cerrado**. Goiânia: UFG, 2019. p. 283-323.
- BRASIL. Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. 4. ed. Brasília, DF, 2017. 89 p.
- BREMNER, J. M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 49, n. 1/3, p. 7-16, 1997.
- 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.
- BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; PINTO, A. S.; RESENDE, J. C. F.; TAKAHASHI, F. S. C.; VIEIRA, L. C. G. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado Ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 655-671, 2012.
- CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, A. D. de; MARRIEL, I. E.; GONTIJO NETO, M. M.; MALAQUIAS, J. V.; LANDAU, E. C.; ALBUQUERQUE FILHO, M. R. de; RIBEIRO, F. P.; CARVALHO, A. M. de. Effect of soil tillage and N fertilization on N<sub>2</sub>O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v. 692, p. 1165-1174, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.315>
- CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 375-470.
- CANTARELLA, H.; MONTEZANO, Z. F. Nitrogênio e enxofre. In: PROCHNOW, L. I.; STIPP, S. R. (Org.). **Boas práticas para uso eficiente de fertilizantes**: volume 2. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2010. p. 1-65.
- CANTARELLA, H.; OTTO, R.; SOARES, J. R.; SILVA, A. G. de B. Agronomic efficiency of NBPT as a urease inhibitor: a review. **Journal of Advanced Research**, v. 13, p. 19-27, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jare.2018.05.008>.
- CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P. C. O.; VITTI, A. C. Nitrogênio e enxofre na cultura da cana-de-açúcar. In: YAMADA, T.; STIPP e ABDALLA, S. R.; VITTI, G. C. (Ed.). **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba: International Plant Nutrition Institute, 2007. p. 355-412.
- CARVALHO, A. M. de; ALVES, B. J. R.; PEREIRA, L. L. **Emissão de óxido nitroso do solo com aplicação de fontes de fertilizantes nitrogenados em sistema de plantio direto no Cerrado**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2010. 14 p. (Embrapa Cerrados. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 281).
- CARVALHO, A. M. de; BUSTAMANTE, M. M. da C.; COSER, T. R.; MARCHÃO, R. L.; MALAQUIAS, J. V. Nitrogen oxides and CO<sub>2</sub> from an Oxisol cultivated with corn in succession to cover crops. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1213-1222, set. 2016.
- CARVALHO, A. M. de; COELHO, M. C.; DANTAS, R. A.; FONSECA, O. P.; GUIMARÃES JUNIOR, R.; FIGUEIREDO, C. C. Chemical composition of cover plants and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna. **Crop and Pasture Science**, v. 63, p. 1075-1081, 2012.

CARVALHO, A. M. de; COSER, T. R.; REIN, T. A.; DANTAS, R. de A.; SILVA, R. R.; SOUZA, K. W. Manejo de Plantas de Cobertura em Duas Épocas e Efeito no Rendimento do Milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 01-11, 2015.

CARVALHO, A. M. de; MIRANDA, J. C. C.; GEROSA, M. L.; RIBEIRO JUNIOR, W. Q. Adubação Verde e Plantas de Cobertura no Cerrado. In: LIMA FILHO, O. F. de; AMBROSANO, E. J.; ROSSI, F.; CARLOS, J. A. D. (Ed.). **Adubação verde e plantas de cobertura no Brasil: fundamentos e prática**. Brasília, DF: Embrapa, 2014. v. 2, p. 343-372

CARVALHO, A. M. de; OLIVEIRA, A. D. de; COSER, T. R.; SOUSA, T. R.; LIMA, C. A. de, RAMOS, M. L. G.; MALAQUIAS, J. V.; GONÇALVES, A. D. M. A. de RIBEIRO JUNIOR, W. Q. N<sub>2</sub>O emissions from sugarcane fields under contrasting watering regimes in the Brazilian savannah. **Environmental Technology & Innovation**, v. 22, n. 101470, May 2021.

CARVALHO, A. M. de; OLIVEIRA, W. R. D. de; RAMOS, M. L. G.; COSER, T. R.; OLIVEIRA, A. D. de; PULROLNIK, K.; SOUZA, K. W.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L. Soil N<sub>2</sub>O fluxes in integrated production systems, continuous pasture and Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, p. 01-15, 2017.

CASARIN, V.; STIPP, S. R. Manejo 4C: quatro medidas corretas que levam ao uso eficiente dos fertilizantes. **Informações Agrônomicas**, v. 142, p. 14-20, 2013. Disponível em: [https://www.npct.com.br/publication/ia-brasil.nsf/F3E4A9724CFDED4083257B9D00671AB9/\\$File/Page14-20-142.pdf](https://www.npct.com.br/publication/ia-brasil.nsf/F3E4A9724CFDED4083257B9D00671AB9/$File/Page14-20-142.pdf). Acesso em: 31 ago. 2020.

CASTRO, S. G. Q. de; DECARO, S. T.; FRANCO, H. C. G.; MAGALHÃES, P. S. G.; GARSIDE, A.; MUTTON, M. A. Best practices of nitrogen fertilization management for sugarcane under green Cane trash blanket in Brazil. **Sugar Tech**, v. 19, p. 51-56, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12355-016-0443-0>

CHAGAS, J. H.; SOARES SOBRINHO, J.; ALBRECHT, J. C.; FRONZA, V.; SUSSEL, A. A. B.; PIRES, J. L. F.; MIRANDA, M. Z. de. **Informações fitotécnicas das cultivares de trigo BRS 254, BRS 264 e BRS 394 para o sistema irrigado do Cerrado do Brasil Central**. Passo Fundo: Embrapa Trigo, 2020. 27 p. (Embrapa Trigo. Circular Técnica 54). Disponível em: <https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1125177/1/CirTec-54.pdf>. Acesso em: 07 fev. 2021.

CHENU, C.; ANGERS, D. A.; BARRÉ, P.; DERRIEN, D.; ARROUAYS, D.; BALESSENT, J. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. **Soil & Tillage Research**, v. 188, p. 41-52, 2019. DOI: 10.1016/j.still.2018.04.011. 2018.

COMISSÃO de Química e Fertilidade do Solo. **Manual de calagem e adubação para os Estados de Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**, 11. ed. Porto Alegre: SBCE/S Núcleo Regional Sul, 2016. 376 p.

CONSUL, J. M. D.; THIELE, D.; VESES, R. C.; BAIBICH, I. M.; DALLAGO, R. M. Decomposição catalítica de óxidos de nitrogênio. **Química Nova**, v. 27 p. 432-440, 2004.

COSER, T. R.; RAMOS, M. L. G.; FIGUEIREDO, C. C. D.; CARVALHO, A. M. D.; CAVALCANTE, E.; MOREIRA, M. K. D. R.; ARAUJO, P. S.; OLIVEIRA, S. A. D. Soil microbiological properties and available nitrogen for corn in monoculture and intercropped with forage. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1660-1667, 2016.

- CRUTZEN, P.J.; MOSIER, A. R.; SMITH, K. A.; WINIWARTER, W. N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v. 8, n. 2, p. 389-395, 2008.
- CRUVINEL, E. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 144, p. 29-40, 2011.
- CUNHA, J. F.; CASARIN, V.; PROCHNOW, L. I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 1988 a 2010. **Informações Agrônomicas**, n. 130, p. 1-11, jun. 2018.
- DAVIDSON, E. A.; KELLER, M.; ERICKSON, H. E.; VERCHOT, L. V.; VELDKAMP E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **Bioscience**, v. 50, n. 8, p. 667-680, 2000.
- DAVIS, B. W.; MIRSKY, S. B.; NEEDELMAN, B. A.; CAVIGELLI, M. A.; YARWOODA, S. A. Nitrous oxide emissions increase exponentially with organic N rate from cover crops and applied poultry litter. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 272, p. 165-174, 2019. DOI: <https://doi.org/j.agee.2018.10.023>
- FAO. **Representante da FAO Brasil apresenta cenário da demanda por alimentos**. Brasília, DF, 2017. Disponível em: <http://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/en/c/901168/>. Acesso em: 20 ago. 2020.
- FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. **Evolução do plantio direto no Brasil**. Disponível em: <http://www.febrapdp.org.br/port/plantiodireto.html>. Acesso em: 25 ago. de 2014.
- FIALHO, J. de F.; SOUSA, D. M. G de; VIEIRA, E. A. Manejo do solo no cultivo de mandioca. In: FIALHO, J. de F.; VIEIRA, E. A. (Ed.). **Mandioca no Cerrado: orientações técnicas**. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2013. p. 40-60. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/981357/mandioca-no-cerrado-orientacoes-tecnicas>. Acesso em: 20 ago. 2020.
- FIGUEIREDO, C. C. de; OLIVEIRA, A. D. de; SANTOS, I. L.; FERREIRA, E. A. B.; MALAQUIAS, J. V.; CARVALHO, A. M. de; SANTOS JR., J. D. G. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v. 618, p. 1572-1582, 2018.
- FLYNN, H. C.; SMITH, J.; SMITH, K. A.; WRIGHT, J.; SMITH, P.; MASSHEDER, J. Climate-and crop-responsive emission factors significantly alter estimates of current and future nitrous oxide emissions from fertilizer use. **Global Change Biology**, v. 11, n. 9, p. 1522-1536, 2005.
- 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, p. 1677-1684, 2010.
- GRAHAM, R.; WORTMAN, S.; PITTELKOW, C. Comparison of organic and integrated nutrient management strategies for reducing soil N<sub>2</sub>O emissions. **Sustainability**, v. 9, n. 510, p. 1-14, 2017. DOI: <https://doi.org/10.3390/su9040510>
- GUELFÍ, D. Fertilizantes nitrogenados estabilizados, de liberação lenta ou controlada. **Informações Agrônomicas**, n. 157, p. 1-14, 2017. Disponível em: [http://www.ipni.net/PUBLICATION/IA-BRASIL.NSF/0/90DE38570A7216CB832580FB0066E3B4/\\$FILE/Jornal-157.pdf](http://www.ipni.net/PUBLICATION/IA-BRASIL.NSF/0/90DE38570A7216CB832580FB0066E3B4/$FILE/Jornal-157.pdf). Acesso em: 07 set. 2020.

HALVORSON, A. D.; SNYDER, C. S.; BLAYLOCK, A. D.; DEL GROSSO, S. J. Enhanced-efficiency nitrogen fertilizers: Potential role in nitrous oxide emission mitigation. **Agronomy Journal**, v. 106, p. 715-722, 2014. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2013.0081>

HATFIELD, J. R. Soil and nitrogen management to reduce nitrous oxide emissions. In: CHATTERJEE, A.; CLAY, D. E. (Ed.). **Soil fertility management in agroecosystems**. Madison: ASA/CSSA/SSSA, 2016. p. 90-109.

HAVLIN, J. L.; TISDALE, S. L.; NELSON, W. L.; BEATON, J. D. **Soil fertility and fertilizers – An introduction to nutrient management**. 8. ed. Chennai, India: Pearson India, 2016. 536 p.

HAYATSU, M.; TAGO, K.; SAITO, M. Various players in the nitrogen cycle: Diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 54, p. 33-45, 2008.

HOWELER, R. H. Cassava mineral nutrition and fertilization. In: HILLOCKS, R. J.; THRESH, J. M.; BELLOTTI, A.C. (Ed.). **Cassava: Biology, Production and Utilization**. Wallingford, UK: CAB International, 2002. p.115-147.

HUNGRIA, M.; NOGUEIRA, M. A.; ARAUJO, R. S. Inoculation of *Brachiaria* spp. with the plant growth-promoting bacterium *Azospirillum brasilense*: An environment-friendly component in the reclamation of degraded pastures in the tropics. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 221, p. 125-131, 2016.

INTERNATIONAL PLANT NUTRITION INSTITUTE. **4C Nutrição de Plantas: um manual para melhorar o manejo da nutrição de plantas**. Piracicaba, 2013. 134 p.

IPCC. **IPCC Fifth Assessment Report: Climate Change 2014**. 151 p. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>. Acesso em: 11 nov. 2018.

IPCC. **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/2019-refinement-to-the-2006-ipcc-guidelines-for-national-greenhouse-gas-inventories/>. Acesso em: 11 nov. 2018.

IPCC. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA, K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme**. Japan: IGES, 2019.

IPCC. N<sub>2</sub>O emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application. In: **IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. 2006. p. 1-11. Disponível em: [https://www.ipcc-tfi.iges.org.jp/meeting/pdfiles/Washington\\_Report.pdf](https://www.ipcc-tfi.iges.org.jp/meeting/pdfiles/Washington_Report.pdf). Acesso em: 11 nov. 2018.

LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; ZHANG, F. S. Dinitrogen and N<sub>2</sub>O emissions in arable soil: effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, n. 9, p. 2362-2370, 2007.

LOPES, R. A.; BUZETTI, S.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M.; BENETT, C. G. S.; ARF, M. V. Doses, fontes e épocas de aplicação de nitrogênio em arroz de terras altas cultivado em sistema semeadura direta. **Revista Caatinga**, v. 26, n. 4, p. 79-87, 2013.

LOURENÇO, K. S.; ROSSETTO, R.; VITTI, A. C.; MONTEZANO, Z. F.; SOARES, J. R.; SOUSA, R. M.; CARMO, J. B. do; KURAMAE, E. E.; CANTARELLA, H. Strategies to mitigate the nitrous oxide emissions from nitrogen fertilizer applied with organic fertilizers in sugarcane. **Science of the Total Environment**, v. 650, part 1, p. 1476-1486, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.037>

MAZZETTO, A. M.; STYLES, D.; GIBBONS, J.; ARNDT, C.; MISSELBROOK, T.; CHADWICK, D. Region-specific emission factors for Brazil increase the estimate of nitrous oxide emissions from nitrogen fertiliser application by 21%. **Atmospheric Environment**, v. 230, 117506, 8 p. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117506>

MEGDA, M. M.; BUZETTI, S.; ANDREOTTI, M.; TEIXEIRA FILHO, M. M. C.; VIEIRA, M. X. Resposta de cultivares de trigo ao nitrogênio em relação às fontes e épocas de aplicação sob plantio direto e irrigação por aspersão. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 33, p. 1055-1060, 2009.

METAY, A.; CHAPUIS-LARDY L, FINDELING A, OLIVERD R, ALVES JA, MOREIRA C. Simulating N<sub>2</sub>O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 140, p. 255-263, 2011. DOI:10.1016/j.agee.2010.12. 012

MILAGRES, J. J. M. **Emissões de N<sub>2</sub> e N<sub>2</sub>O provenientes do fertilizante aplicado a solos cultivados com cana-de-açúcar pelo método do traçador 15N**. 2014. 103 f. Tese (Doutorado em Energia Nuclear na Agricultura e no Ambiente)- Escola Superior de Agricultura Luís de Queiroz, Piracicaba, 2014.

MILLAR, N.; DOLL, J. E.; ROBERTSON, P. **Management of nitrogen fertilizer to reduce nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions from field crops**. East Lansing, MI: Michigan State University, 2014. p. 40-59. (MSU Extension Bulletin E-3152). Disponível em: [https://lter.kbs.msu.edu/wp-content/uploads/2014/12/Nitrogen-fertilizer\\_climate-fact-sheet\\_FINAL.pdf](https://lter.kbs.msu.edu/wp-content/uploads/2014/12/Nitrogen-fertilizer_climate-fact-sheet_FINAL.pdf). Acesso em: 07 set. 2020.

MOEBIUS-CLUNE, B. N.; van ES, H. M.; MELKONIAN, J. Adapt-N uses models and weather data to improve nitrogen management for corn. **Better Crops with Plant Food**, v. 97, n. 4, p. 7-9, 2013. Disponível em: [http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/754284DD5B08D0DF85257C2800791330/\\$FILE/BC%202013-4%20p7.pdf](http://www.ipni.net/publication/bettercrops.nsf/0/754284DD5B08D0DF85257C2800791330/$FILE/BC%202013-4%20p7.pdf). Acesso em: 31 ago. 2020.

MORAES, B. S.; PETERSEN, S. O.; ZAIAT, M.; SOMMER, S. G.; TRIOLO, J. M. Reduction in greenhouse gas emissions from vinasse through anaerobic digestion. **Applied Energy**, v. 189, p. 21-30, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2016.12.009>

MORO, E.; CRUSCIOL, C. A. C.; NASCENTE, A.S; CANTARELLA, H. Teor de nitrogênio inorgânico no solo em função de plantas de cobertura, fontes de nitrogênio e inibidor de nitrificação. **Pesquisa Agropecuária tropical**, v. 43, p. 424-435, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000400003>.

MYHRE, G.; SHINDELL, D.; BRÉON, F. -M.; COLLINS, W.; FUGLESTVEDT, J.; HUANG, J.; KOCH, D.; LAMARQUE, J. -F.; LEE, D.; MENDOZA, B.; NAKAGIMA, T.; ROBOCK, A.; STEPHENS, G.; TAKEMURA, T.; ZHANG, H. Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G. -K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (Ed.). *Climate Change 2013: the physical science basis, contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. p. 659- 740.

NOAA. National oceanic and atmospheric administration. **Trends in Atmospheric Carbon Dioxide**. Disponível em: <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html>. Acesso em: 21 ago. de 2019.

PAREDES, D. D. S.; ALVES, B. J. R.; DOS SANTOS, M. A.; BOLONHEZI, D.; SANT'ANNA, S. A. C.; URQUIAGA, S.; LIMA, M. A.; BODDEY, R. M. Nitrous oxide and methane fluxes following ammonium sulfate and vinasse application on sugar cane. **Environmental Science & Technology**, v. 49, p. 11209-11217, 2015.

PLAZA-BONILLA, D.; ÁLVARO-FUENTES, J.; BARECHE, J.; PAREJA-SÁNCHEZ, E.; JUSTES, É.; CANTERO-MARTÍNEZ, C. No-tillage reduces long-term yield-scaled soil nitrous oxide emissions in rainfed Mediterranean agroecosystems: a field and modelling approach. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 262, p. 36-47. 2018.

RAIJ, B. van; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A.; FURLANI, A. M. C. (Ed.). **Recomendações de adubação e calagem para o Estado de São Paulo**. 2. ed. Campinas: Instituto Agronômico, 1996. 285 p. (IAC. Boletim técnico, 100).

RAVISHANKARA, A. R.; DANIEL, J. S.; PORTMAN, R. W. Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st Century. **Science**, v. 326, p. 123-125, 2009

REETZ, H. F. **Fertilizantes e seu uso eficiente**. São Paulo: ANDA, 2017. 178 p. (IFA, maio 2016).

RESENDE, A. V. de; BORGHI, E.; GONTIJO NETO, M. M.; SANTOS, F. C. dos; COELHO, A. M.; SIMÃO, E. de P. Nutrição e adubação da cultura do milho. In: PRADO, R. de M.; CAMPOS, C. N. S. (Ed.). **Nutrição e adubação de grandes culturas**. Jaboticabal: FCAV/UNESP, 2018. p. 253-274.

RODOLFO JUNIOR, F.; RIBEIRO JUNIOR, W. Q.; RAMOS, M. L. G.; ROCHA, O. C.; BATISTA L. M. T.; SILVA, F. A. M. Produtividade e qualidade de variedades de cana-de-Açúcar de terceira soca sob regime hídrico variável. **Nativa**, v. 4, p. 36-43. 2016.

RODRIGUES, M.; PAVINATO, P. S.; WITERS, P. J. A.; TELES, A. P. B.; HERRERA, W. F. B. Legacy phosphorus and no tillage agriculture in tropical oxisols of the Brazilian savanna. **Science of the Total Environment**, v. 542, p. 1050-1061, 2016.

SANHUEZA, E.; CÁRDENAS, L.; DONOSO, L.; SANTANA, M. Effect of plowing on CO<sub>2</sub>, CO, CH<sub>4</sub>, N<sub>2</sub>O, and NO fluxes from tropical savannah soils. **Journal of Geophysical Research**, v. 99, p. 16429-16434, 1994.

SANTOS, F. C. dos S.; COELHO, A. M.; RESENDE, A. V. de; RODRIGUES, J. A. S.; ALBUQUERQUE FILHO, M. R. de; SANTOS, R. S.; PASSOS, A. M. A. dos; MENEZES, C. B. Nutrição e adubação do sorgo. In: PRADO, R. de M.; CAMPOS, C. N. S. (Ed.). **Nutrição e adubação de grandes culturas**. Jaboticabal: FCAV/UNESP, 2018. p. 227-252.

SANTOS, I. L. dos; OLIVEIRA, A. D. de; FIGUEIREDO, C. C. de; MALAQUIAS, J. V.; SANTOS JÚNIOR, J. de D. G. dos; FERREIRA, E. A. B.; SÁ, M. A. C. de; CARVALHO, A. M. DE. Soil N<sub>2</sub>O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall seasonality and crop rotation in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 111-120, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.027> 0167-8809

SATO, J. H.; CARVALHO, A. M. de; FIGUEIREDO, C. C. de; COSER, T. R.; SOUSA, T. R. de; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L. Nitrous oxide fluxes in a Brazilian clayey oxisol after 24 years of integrated crop-livestock management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, p. 01-14, 2017.

SATO, J. H.; FIGUEIREDO, C. C.; MARCHÃO, R. L.; OLIVEIRA, A. D. de.; VILELA, L.; DELVICO, F. M. S.; ALVES, B. J. R.; CARVALHO, A. M. de. Understanding the relations between soil organic matter fractions and N O emissions in a long-term integrated crop-livestock system. **European Journal of Soil Science**, v. 70, p. 1183-1196., 2019.

SCHIAVINATTI, A. F.; ANDREOTTI, M.; BENETT, C. G. S.; PARIZ, C. M.; LODO, B. N.; BUZETTI, S. Influência de fontes e modos de aplicação de nitrogênio nos componentes da produção e produtividade do milho irrigado no cerrado. **Bragantia**, v. 70, p. 925-30, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0006-87052011000400027>

SCHILS, R. L. M.; GROENIGEN, J. W.; VELTHOF, G. L.; KUIKMAN, P. J. Nitrous oxide emissions from multiple combined applications of fertilizer and cattle slurry to grassland. **Plant and Soil**, v. 310, n. 1-2, p. 89-101, 2008.

SELA, S.; van Es, H. M.; MOEBIUS-CLUNE, B. N.; MARJERISON, R.; MELKONIAN, J.; MOEBIUS-CLUNE, D.; SCHINDELBECK, R.; GOMES, S. Adapt-N outperforms grower-selected nitrogen rates in northeast and midwestern United States strip trials. **Agronomy Journal**, v.108, p. 1726-1734, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj2015.0606>

SHCHERBAK, I.; MILLAR, N.; ROBERTSON, G. P. Global metaanalysis of the nonlinear response of soil nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) emissions to fertilizer nitrogen. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 11, p. 9199-9204, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.1322434111>

SIGNOR, D. **Estoques de carbono e nitrogênio e emissões de gases do efeito estufa em áreas de cana-de-açúcar na região de Piracicaba**. 2010. 119 f. Dissertação (Mestrado em Ciências)- Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, São Paulo, 2010.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 43, p. 322-338, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1983-40632013000300014>

SILVA, J. F. da; CARVALHO, A. M. de; REIN, T. A.; COSER, T. R.; RIBEIRO JÚNIOR, W. Q.; VIEIRA, D. L.; COOMES, D. A. Nitrous oxide emissions from sugarcane fields in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 246, p. 55-65, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.019>

SILVA, J. G. da; PRADO, M. R. V.; ALMEIDA, J. P. M. de; FELETTI, R. C. G.; CASTRO, D. A.; MORAES, M. F.; FLORES, R. A. Nutrição e adubação do girassol na região do Cerrado. In: FLORES, R. A.; CUNHA, P. P. da; MARCHÃO, R. L.; MORAES, M. F. (Ed.). **Nutrição e adubação de grandes culturas na região do Cerrado**. Goiânia: UFG, 2019. p. 531-552.

SIMON, P. L.; DIECKOW, J.; DE KLEIN, C. A. M.; ZANATTA, J. A.; VAN DER WEERDEN, T. J.; RAMALHO, B.; BAYER, C. Nitrous oxide emission factors from cattle urine and dung, and dicyandiamide (DCD) as a mitigation strategy in subtropical pastures. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 267, p. 74-82, 2018.

SIQUEIRA NETO, M.; GALDOS, M. V.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Direct N<sub>2</sub>O emission factors for synthetic N-fertilizer and organic residues applied on sugarcane for bioethanol production in Central-Southern Brazil. **Global Change Biology, Bioenergy**, v. 8, p. 269-280, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcbb.12251>

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXAN, P. E. Review of greenhouse gas emissions from cropping production systems and fertilizer management effects. **Agriculture Ecosystems and Environment**, v. 133, n. 3/4, p. 247-266, 2009.



SOARES, J. R.; CASSMANN, N. A.; KIELAK, A. M.; PIJL, A.; CARMO, J. B.; LOURENÇO, K. S.; LAANBROEK, H. J.; CANTARELLA, H.; KURAMAE, E. E. Nitrous oxide emission related to ammonia-oxidizing bacteria and mitigation options from N fertilization in a tropical soil.

**Scientific Reports**, v. 6, p. 30349, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep30349>

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. Adubação com nitrogênio. In: SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. (Ed.). **Cerrado**: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004a. p. 129-145.

SOUSA, D. M. G. de; LOBATO, E. Calagem e adubação para culturas anuais e semiperenes. In: SOUSA, D.M.G. de; LOBATO, E. (Ed.). **Cerrado**: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004b. p. 283-316.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L.; NOBRE, C.; PORTIFIO, da S. V.; VALENTIM, J.; VIANNA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84-97, 2014. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.001

UNKOVICH, M.; BALDOCK J.; FORBES, M. Variability in harvest index of grain crops and potential significance for carbon accounting: examples from Australian agriculture. **Advances in Agronomy**, v. 105, p. 173-219, 2011. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)05005-4](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(10)05005-4)

VARGAS, M. A. T.; MENDES, I. C. de; CARVALHO, A. M. de.; BURLE, M. L. HUNGRIA, M. Inoculação de leguminosas e manejo de adubos verdes. In: SOUSA, D. M. G. de.; LOBATO, E. (Ed.). **Cerrado**: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. p. 97-127.

VENTEREA, R. T.; COULTER, J. A. Split application of urea does not decrease and may increase nitrous oxide emissions in rainfed corn. **Agronomy Journal**, v. 107, p. 337-348, 2014. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronj14.0411>

VENTEREA, R. T.; COULTER, J. A.; DOLAN, M. S. Evaluation of intensive "4R" strategies for decreasing nitrous oxide emissions and nitrogen surplus in rainfed corn. **Journal of Environmental Quality**, v. 45, p. 1186-1195, 2016. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2016.01.0024>

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília, DF: Embrapa, 2017. 163 p. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/175460/1/2017LV04.pdf>. Acesso em: 16 set. 2020.

VITTI, G. C.; OTTO, R.; FERREIRA, L. R. de P. Nutrição e adubação da cana-de-açúcar: manejo nutricional da cultura da cana-de-açúcar. In: BELARDO, G. de C.; CASSIA, M. T.; SILVA, R. P. da (Ed.). **Processos agrícolas e mecanização da cana-de-açúcar**. Jaboticabal: SBEA, 2015. p. 177-205.

WITERS, P. J. A.; BOWES, M. J. Phosphorus the pollutant. In: SCHAUM, C. (Ed.). Phosphorus: pollutant and resource of the future: removal and recovery from wastewater. London: IWA Publishing, 2018. p. 3-34.

WORLD Resources Institute Brasil. **Os países que mais emitiram gases de efeito estufa nos últimos 165 anos**. 2019. Disponível em: <https://wribrasil.org.br/pt/blog/2019/04/ranking-paises-que-mais-emitem-carbono-gases-de-efeito-estufa-aquecimento-global>. Acesso em: 16 set. 2020.

Exemplar desta publicação  
disponível gratuitamente no link:  
<https://www.bdpa.cnptia.embrapa.br>  
(Digite o título e clique em Pesquisar)

**Embrapa Cerrados**

BR 020 Km 18 Rod. Brasília/Fortaleza  
Caixa Postal 08223  
CEP 73310-970, Planaltina, DF  
Fone: (61) 3388-9898  
Fax: (61) 3388-9879  
[www.embrapa.br](http://www.embrapa.br)  
[www.embrapa.br/fale-conosco/sac](http://www.embrapa.br/fale-conosco/sac)

**1ª edição**

1ª impressão (2021):  
30 exemplares

Impressão e acabamento  
*Embrapa Cerrados*



MINISTÉRIO DA  
AGRICULTURA, PECUÁRIA  
E ABASTECIMENTO



PÁTRIA AMADA  
**BRASIL**  
GOVERNO FEDERAL

Comitê Local de Publicações  
Presidente

*Lineu Neiva Rodrigues*

Secretária-executiva

*Alessandra Duarte de Oliveira*

Secretária

*Alessandra Silva Gelape Faleiro*

Membros

*Alessandra Silva Gelape Faleiro;*

*Alexandre Specht; Edson Eyji Santo;*

*Fábio Gelape Faleiro; Gustavo José Braga;*

*Jussara Flores de Oliveira Arbues;*

*Kleberson Worsley Souza;*

*Maria Madalena Rinaldi;*

*Shirley da Luz Soares Araujo*

Supervisão editorial

*Jussara Flores de O. Arbues*

Revisão de texto

*Jussara Flores de O. Arbues*

Normalização bibliográfica

*Shirley da Luz Soares Araujo (CRB 1/1948)*

Projeto gráfico da coleção

*Carlos Eduardo Felice Barbeiro*

Editoração eletrônica

*Leila Sandra Gomes Alencar*

Foto da capa

*Vlayrton Tomé Maciel*