

**Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Embrapa Arroz e Feijão
Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento**

Documentos 249

Uso do Nitrogênio na Agricultura e suas Implicações na Emissão do Gás de Efeito Estufa Óxido Nitroso (N₂O)

Adriana Rodolfo da Costa

Beáta Emöke Madari

Márcia Thaís de Melo Carvalho

Pedro Luiz Oliveira de Almeida Machado

Tatiely Gomes Bernardes

Pedro Marques da Silveira

Exemplares desta publicação podem ser adquiridos na:

Embrapa Arroz e Feijão

Rod. GO 462, Km 12
Caixa Postal 179
75375-000 Santo Antônio de Goiás, GO
Fone: (0xx62) 3533 2100
Fax: (0xx62) 3533 2123
www.cnpaf.embrapa.br
sac@cnpaf.embrapa.br

Comitê de Publicações

Presidente: *Luís Fernando Stone*
Secretário-Executivo: *Luiz Roberto Rocha da Silva*
Membro: *Alberto Baeta dos Santos*
Anderson Petrônio de Brito Ferreira

Supervisor editorial: *Camilla Souza de Oliveira*
Normalização bibliográfica: *Ana Lúcia D. de Faria*
Revisão de texto: *Camilla Souza de Oliveira*
Capa: *Sebastião José de Araújo*
Editoração eletrônica: *Fabiano Severino*

1ª edição

1ª impressão (2009): 500 exemplares

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 Arroz e Feijão

Uso do nitrogênio na agricultura e suas implicações na emissão do gás de
efeito estufa óxido nitroso (N₂O) / Adriana Rodolfo da Costa ...[et al.]. -
Santo Antônio de Goiás : Embrapa Arroz e Feijão, 2009.
47 p. – (Documentos / Embrapa Arroz e Feijão, ISSN 1678-9644 ; 249)

1. Fertilizante nitrogenado. 2. Óxido de nitrogênio. 3. Emissão de gás.
I. Costa, Adriana Rodolfo da. II. Embrapa Arroz e Feijão. III. Série.

CDD 631.84 (21. ed.)

© Embrapa 2009

Autores

Adriana Rodolfo da Costa

Engenheira agrônoma, Mestranda em Agronomia - Área de Concentração Solo e Água, estagiária da Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás, GO, adriana_rodolfo@yahoo.com.br

Beáta Emöke Madari

Engenheira agrônoma, Doutora em Ciência do Solo e Nutrição de Plantas, pesquisadora da Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás, GO, madari@cnpaf.embrapa.br

Márcia Thaís de Melo Carvalho

Engenheira agrônoma, Mestre em Agronomia, pesquisadora da Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás, GO, marcia@cnpaf.embrapa.br

Pedro Luiz Oliveira de Almeida Machado

Engenheiro agrônomo, Doutor em Ciência do Solo e Nutrição de Plantas, pesquisador da Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás, GO, pmachado@cnpaf.embrapa.br

Tatiely Gomes Bernardes

Engenheira agrônoma, Doutoranda em Agronomia -
Área de Concentração Produção Vegetal, estagiária
da Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás,
GO, tatielygb@gmail.com

Pedro Marques da Silveira

Engenheiro agrônomo, Doutor em Fertilidade
de Solos e Nutrição de Plantas, pesquisador da
Embrapa Arroz e Feijão, Santo Antônio de Goiás,
GO, pmarques@cnpaf.embrapa.br

Apresentação

Na última década, problemas ambientais têm despertado o interesse da comunidade científica, especialmente no que tange ao aperfeiçoamento de sistemas de produção visando o desenvolvimento sustentável.

Nos sistemas agrícolas, o carbono e o nitrogênio são dois elementos importantes para a fertilidade dos solos, especialmente em regiões tropicais. Além disso, os três principais gases de efeito estufa, dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e metano (CH_4), fazem parte do ciclo biogeoquímico desses elementos, cujo aumento da concentração na atmosfera terrestre compõe um dos principais problemas ambientais da atualidade, as mudanças climáticas.

O nitrogênio utilizado em sistemas agrícolas responde por grande parte da emissão antrópica de óxido nitroso para atmosfera, por isso, o melhor entendimento da dinâmica desse elemento no sistema solo-planta-atmosfera poderá nortear as ações de mitigação do impacto dos sistemas produtivos sobre as mudanças climáticas.

O objetivo desse documento é elucidar as consequências do uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura e o seu papel no contexto das mudanças climáticas, assim como apresentar alternativas para

otimização do uso desse recurso e redução das emissões de N₂O pela atividade agropecuária no Brasil.

Os Autores

Sumário

Introdução	9
Uso de Fertilizantes Nitrogenados no Brasil e no Mundo	10
Fontes de Nitrogênio	15
Fertilizantes sintéticos	15
Fixação biológica de nitrogênio	17
Adubação orgânica	18
O Ciclo do Nitrogênio	19
Nitrificação	22
Desnitrificação.....	23
O Efeito Estufa e o Aquecimento Global.....	25
O Brasil no panorama das mudanças climáticas globais.....	27
O Papel do Óxido Nitroso	30
Emissões de N ₂ O Registradas no Brasil.....	33
Mitigação.....	36
Considerações Finais	39
Agradecimentos	40
Referências	40

Uso do Nitrogênio na Agricultura e suas Implicações na Emissão do Gás de Efeito Estufa Óxido Nitroso (N₂O)

Adriana Rodolfo da Costa

Beáta Emöke Madari

Márcia Thaís de Melo Carvalho

Pedro Luiz Oliveira de Almeida Machado

Tatiely Gomes Bernardes

Pedro Marques da Silveira

Introdução

No Brasil, os solos agrícolas são raramente autosuficientes no suprimento de nitrogênio às plantas cultivadas, principalmente quando a alta produtividade é o principal objetivo. Em 2008, o consumo de fertilizantes minerais no Brasil superou a marca de 22 milhões de toneladas, sendo a uréia e o sulfato de amônio as fontes mais utilizadas (ANDA, 2009). Em relação aos aspectos ambientais, o uso desses fertilizantes aumenta o conteúdo de N mineral no solo, favorecendo a emissão de um importante gás de efeito estufa do solo, o óxido nitroso (N₂O), que consequentemente afeta o aquecimento global. Diante disso, o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2007) prevê que a produção de alimentos em todo mundo poderá sofrer impactos dramáticos nas próximas décadas, devido ao aumento médio das temperaturas globais.

Ao mesmo tempo em que a agropecuária constitui-se uma atividade potencialmente influenciada pela mudança do clima, contribui também para tal mudança. Emissões de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), óxido nitroso (N₂O) e óxidos de nitrogênio (NO_x), que causam

o aquecimento global, têm sido geradas por diferentes práticas agropecuárias (LIMA, 2002).

O óxido nitroso é emitido em menor quantidade que os demais gases de efeito estufa, no entanto, possui um potencial de aquecimento global 296 vezes maior que a molécula de CO₂. É emitido principalmente por atividades agrícolas, como o uso de nitrogênio, fixação biológica de nitrogênio, utilização de dejetos de animais e mudança de uso do solo.

A expressiva contribuição do setor agrícola brasileiro às emissões de N₂O indica que a necessidade de esforços, especialmente no que tange a identificação e desenvolvimento de estratégias e tecnologias eficientes em promover a redução das emissões de N₂O à atmosfera, deve ser intensificada (ZANATTA, 2009). No Brasil, pouco resultado se tem a respeito desse assunto, em especial para regiões de Cerrado, que é tido como o celeiro brasileiro devido à grande produção de grãos. As ações de pesquisa ainda se concentram na Região Sul e Sudeste do país, com trabalhos de Giacomini et al. (2006), Gomes (2006), Jantalia et al. (2006) e Zanatta (2009). Investigações de longo prazo e que abordam os efeitos de diferentes fontes de nitrogênio na emissão de óxido nitroso ainda são escassas, bem como as interações com variáveis de solo e clima.

Uso de Fertilizantes Nitrogenados no Brasil e no Mundo

Embora grande parte da expansão da agricultura intensiva do Brasil, nas últimas décadas, tenha sido associada à cultura da soja na região do Cerrado, outras culturas, como algodão, milho e sorgo, também têm se expandido. O Cerrado tem solos ácidos e de baixa fertilidade natural e que rapidamente se degradam, ainda mais após conversão à agricultura. Assim, grandes quantidades de calcário e adubos, incluindo os nitrogenados, são exigidas para as culturas não associadas com a fixação biológica de nitrogênio (FBN). Por conseguinte, a expansão agrícola que tem ocorrido no Brasil nos últimos anos vem acompanhada também pelo crescimento do consumo de fertilizantes nitrogenados (FILOSO et al., 2006).

O N é constituinte de vários compostos nas plantas, destacando-se aminoácidos, ácidos nucleicos e clorofila. Assim, as principais reações bioquímicas em plantas e micro-organismos envolvem a presença de N (CANTARELLA, 2007), o que o torna um dos elementos absorvidos em maiores quantidades pelas plantas. O N é empregado em grandes quantidades na agricultura moderna na forma de fertilizantes sintéticos. Para a maior parte das culturas, representa o nutriente de maior custo.

Sistemas agrícolas que dependem fortemente das reservas do solo para suprir as necessidades das plantas não são muito eficientes na produção de culturas com alto rendimento. No passado, a fixação biológica do N era a principal forma de suprir o N para as plantas cultivadas. Desde a 2ª Guerra Mundial, fertilizantes nitrogenados tornaram-se cada vez mais disponíveis, pois quando usados para aumentar o suprimento de N pelo processo natural, podem aumentar os rendimentos e a qualidade das culturas. Uma grande preocupação é a gestão eficaz dos fertilizantes nitrogenados para garantir a máxima eficiência e a mínima poluição do ambiente (STEVENSON, 1982).

No começo do século XX, quando se deu o domínio de processos industriais de produção desses adubos, os fertilizantes nitrogenados sintéticos passaram a ser utilizados em larga escala em todo o mundo, inclusive no Brasil. Mais da metade dos fertilizantes nitrogenados sintéticos foram utilizados no mundo nos últimos 25 anos (MOSIER; GALLOWAY, 2005 citado por CANTARELLA, 2007). Acredita-se que o aumento da produção agrícola resultante do emprego de fertilizantes nitrogenados permita sustentar cerca de 40% da atual população do planeta, o que não seria viável sem esse insumo (MOSIER; GALLOWAY, 2005 citado por CANTARELLA, 2007).

O alto rendimento de grãos e a produtividade de espécies forrageiras são frequentemente alcançados mediante suprimento com nitrogênio, visando o melhor crescimento da planta (PEOPLES et al., 1995). Na Tabela 1 está sumarizado o uso do nitrogênio para a produção de algumas *commodities* em diferentes países, nota-se que para as

principais culturas, como cana-de-açúcar, algodão e pastagem, o nitrogênio representa mais de 50% da adubação total e que doses maiores que 100 kg ha^{-1} são comuns. Encontra-se na Figura 1 o consumo relativo de adubos nitrogenados em vários países, no período de 1988 a 1996. Observa-se grande aumento do consumo desses fertilizantes na China, um decréscimo acentuado nos países da ex-União Soviética e um baixo consumo no Brasil, quando comparado com os demais países.

Tabela 1. Proporção de diferentes culturas e pastagem que recebem adubação nitrogenada e dose média de aplicação em várias regiões do mundo.

Região	Trigo		Milho		Arroz		Cana-de-Açúcar		Algodão		Pastagem	
	%	Kg ha ⁻¹	%	Kg ha ⁻¹	%	Kg ha ⁻¹	%	Kg ha ⁻¹	%	Kg ha ⁻¹	%	Kg ha ⁻¹
Ásia	40-100	7-150	17-100	12-180	40-100	12-130	27-100	80-175	59-100	31-160	17-100	8-92
África	18-100	14-210	5-100	14-250	4-100	12-149	60-100	120-553	34-100	24-148	32-90	43-150
Europa	78-10	38-188	78-100	58-300	78-100	120-156	94-100	70-214	100	200	15-100	18-265
Am do Norte	80-93	45-183	76-97	82-158	93-97	117-129	91-100	86-134	76-79	101-176	54	81
Am do Sul	10-100	8-120	10-100	4-250	21-100	10-165	13-100	40-200	50-100	12-200	30-100	15-58

Fonte: adaptado de Peoples et al. (1995).

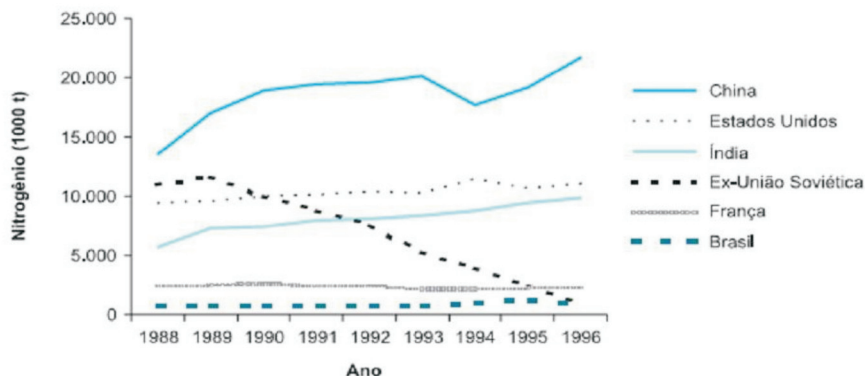


Fig. 1. Consumo relativo de fertilizantes nitrogenados em vários países, no período de 1988 a 1996.

Fonte: Anda (1986-1997).

No Brasil, o consumo de fertilizante nitrogenado cresceu cerca de 30 vezes entre 1960 e 2002, mas um dos maiores e mais rápidos aumentos no uso desse fertilizante no país começou no final dos

anos 90, coincidindo com um período de grande expansão agrícola no bioma Cerrado. Segundo as previsões para as próximas décadas, há tendência de aumento na região. Essa expansão em solos pobres em nutrientes, como os de Cerrado, significa um aumento considerável do consumo do fertilizante (FILOSO et al., 2006).

Na Figura 2, observa-se a evolução do consumo de fertilizantes nitrogenados no país, entre 1986 e 1995, em que as Regiões Sul e Sudeste mostram-se grandes consumidoras de adubos nitrogenados sintéticos e a Região Centro-Oeste apresenta-se com menor crescimento após 1993. O consumo total de fertilizantes nitrogenados sintéticos no Brasil (ANDA, 1986-1997), em 1990, foi de 778.042 toneladas, sendo São Paulo o principal estado consumidor, com 290.021 toneladas, seguido dos Estados do Rio Grande do Sul, 106.499 toneladas, Minas Gerais, 96.427 toneladas e Paraná, 94.037 toneladas. Em 1994, o consumo total subiu para 1.174.159 toneladas (Fig. 3). Observa-se que os mesmos estados se mantêm como principais consumidores (São Paulo com 372.406 t, Rio Grande do Sul com 180.538 t, Paraná com 153.346 t e Minas Gerais com 139.340 t).

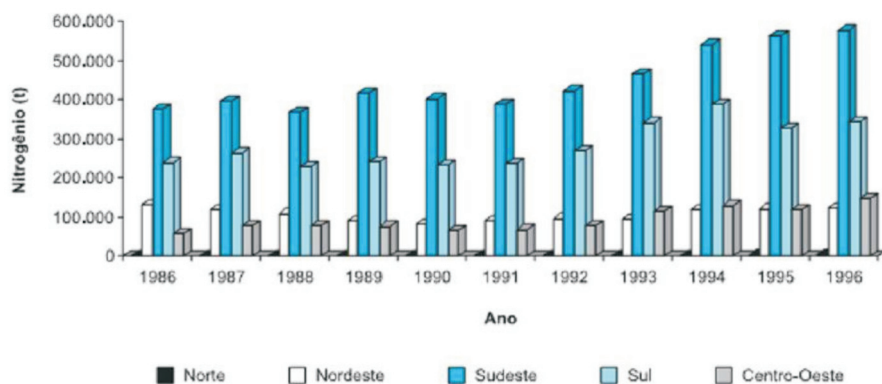


Fig. 2. Evolução do consumo de fertilizantes nitrogenados por região brasileira no período de 1986 a 1996.

Fonte: Anda (1986-1997).

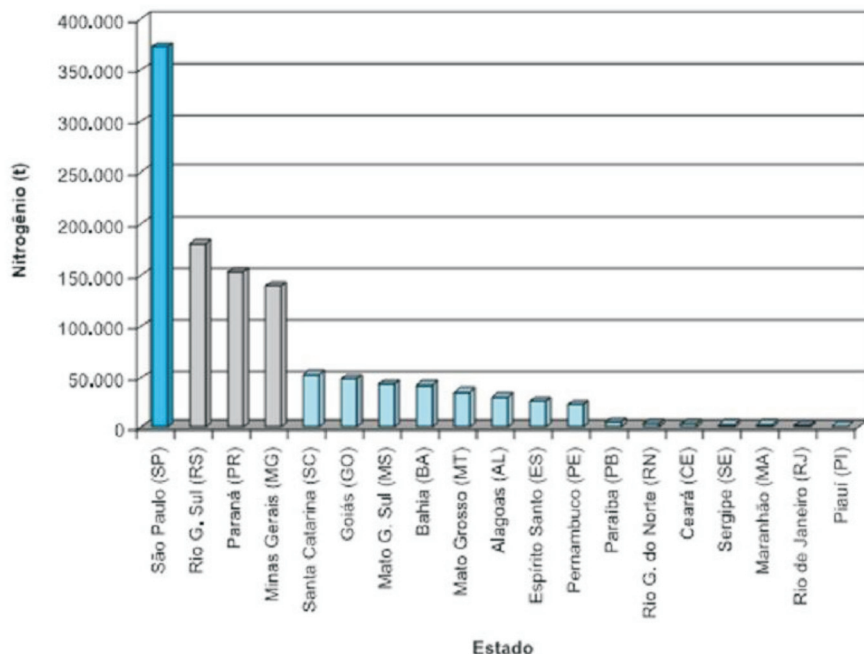


Fig. 3. Consumo de fertilizantes sintéticos nitrogenados no Brasil, em 1994.

Fonte: Anda (1986-1997).

A produção mundial de nitrogênio reativo mais do que dobrou no último século por causa das atividades humanas e do crescimento populacional. Os avanços na compreensão do ciclo do nitrogênio e os impactos das atividades antrópicas em escala regional e global estão associados à escassez de informações sobre as entradas de nitrogênio, em especial em regiões de rápido desenvolvimento do mundo, como os trópicos. No trabalho de Filoso et al. (2006) foi observado que o ciclo do N é cada vez mais controlado por atividades humanas ao invés de processos naturais. No Brasil, as entradas de nitrogênio em sistemas agrícolas quase dobraram de 1995 a 2002, devido principalmente à aplicação de fertilizantes sintéticos. Em países industrializados da zona de clima temperado, a aplicação de fertilizantes sintéticos e a deposição atmosférica são as principais fontes de nitrogênio antropogênico.

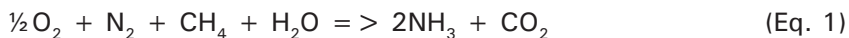
A produção de soja no Brasil ocupa uma área de aproximadamente vinte milhões de hectares, sendo responsável por 3,2 Tg de N (1 Tg = 10^{12} g) utilizado na agricultura, ou aproximadamente um terço das entradas de N por fontes antropogênicas em 2002 no Brasil. Porém, deve-se considerar que no Brasil a entrada de N no sistema agrícola por fixação biológica é parte de um processo natural, ao contrário do processo de produção de N sintético, que demanda alto gasto energético.

Na Amazônia, as taxas de entradas de nitrogênio de origem humana são baixas, mas se a conversão de florestas naturais em pastagens ou florestas secundárias continuar, será uma região com potencial em adicionar significativa quantidade de nitrogênio, dada a vasta área da região (FILOSO et al., 2006).

Fontes de Nitrogênio

Fertilizantes sintéticos

Os principais adubos nitrogenados produzidos no mundo são sintetizados a partir do N_2 atmosférico e do H em amônia anidra (NH_3), a qual é obtida de combustíveis fósseis não renováveis, principalmente gás natural e petróleo (DIAS; FERNANDES, 2006). Por meio do processo descrito pela Equação 1, cerca de 1,2 a 1,8% do consumo global de energia fóssil é utilizada para a produção de fertilizantes nitrogenados (LAGREID et al., 1999).



A amônia pode ser utilizada diretamente como fertilizante, na forma concentrada como amônia anidra ou em solução aquosa como aquamônia. O ácido nítrico (HNO_3) pode ser combinado com a NH_3 e ambos são matérias-primas para vários fertilizantes. O HNO_3 pode ser combinado com a amônia e formar nitrato de amônia (NH_4NO_3), ou com carbonatos para produzir, por exemplo, o nitrato de cálcio [$Ca(NO_3)_2$].

A amônia pode ainda ser neutralizada por outros ácidos e dar origem ao sulfato de amônio [$(NH_4)_2SO_4$] ou a fosfatos de amônio do tipo DAP

ou MAP. Porém, o principal fertilizante sólido utilizado no mundo, a uréia [$\text{CO}(\text{NH}_2)_2$], é produzido a partir da reação da NH_3 com o principal produto de sua síntese, o CO_2 , com vantagem de menor custo de produção.

No Brasil, os fertilizantes nitrogenados mais utilizados são a uréia, o nitrato de amônio e o sulfato de amônio (CANTARELLA, 2007). Na Tabela 2, são apresentados os fertilizantes mais comuns, bem como a forma química em que cada um deles é disponibilizado no solo para a planta. A maior parte dos fertilizantes nitrogenados comumente utilizados na agricultura é solúvel em água e tem o N prontamente disponível para os vegetais. Assim, a eficiência desses compostos como fonte de N tende a ser semelhante (CANTARELLA, 2007).

Tabela 2. Fertilizantes nitrogenados solúveis mais utilizados e sua forma química.

Fonte	Forma do N	Teor do nutriente		
		N	P_2O_5	S
Uréia	Amídica (~ 50%)	45	-	-
Nitrato de amônio	Amoniacal (~ 50%)	33	-	-
	Nítrica	-	-	-
Sulfato de amônio	Amoniacal	21	-	-
	Amoniacal	16-18	42-48	23
MAP	Amoniacal	11	52	-
Amônia Anidra	Amoniacal	82	-	-
	Amídica (~ 50%)	28-32	-	-
Uran	Amoniacal (~ 25%)	-	-	-
	Nítrica (~ 25%)	-	-	-

MAP (Monoamônio de fosfato); DAP (Diamônio de fosfato).

Fonte: adaptado de Cantarella (2007).

Porém, a uréia, além de apresentar maior teor de N que os outros adubos sólidos, o que diminui custos com transporte e aplicação, tem baixa corrosividade, alta solubilidade e é prontamente absorvida pelas plantas, pois é hidrolisada rapidamente no solo a amônio pela ação da enzima urease. A principal desvantagem desse fertilizante é a possibilidade de perdas por volatilização de amônia, especialmente quando aplicada na superfície do solo. Lara-Cabezas et al. (1997) observaram perdas de 32,8% quando da aplicação exclusiva de uréia e de 7% quando a uréia foi aplicada junto com sulfato de amônio. No

entanto, diferenças de comportamento podem ocorrer por causa de mecanismos de perdas, presença ou interação com outros nutrientes, ou acidificação do solo. Tanto o nitrato (NO_3^-) quanto o amônio (NH_4^+) são absorvidos pelas raízes das plantas. Mas o NO_3^- é mais sujeito a perdas por lixiviação. Assim, fertilizantes que contêm esse ânion podem, teoricamente, ser mais susceptíveis a perdas por lixiviação (CANTARELLA, 2007).

Fixação biológica de nitrogênio

A fixação biológica de N_2 (FBN) é um processo essencial para transformar o N_2 - uma molécula estável e abundante na atmosfera, mas que não pode ser utilizada pela maioria dos micro-organismos e pelas plantas - na forma inorgânica combinada NH_3 e, a partir daí, em formas reativas orgânicas e inorgânicas vitais em sistemas biológicos. A reação de redução do N_2 a NH_3 é realizada por micro-organismos que contêm a enzima nitrogenase e são conhecidos como fixadores de N_2 ou diazotróficos (CANTARELLA, 2007).

A FBN desempenha papel importante no aporte de N aos ecossistemas agrícolas. Estima-se que no mundo a FBN em áreas cultivadas contribua com 32 Tg ano^{-1} de N, o que corresponde a 30% do N produzido na forma de fertilizantes. Porém, no Brasil, a FBN de origem antropogênica tem um peso relativo maior, cerca de $7,3 \text{ Tg ano}^{-1}$, quase três vezes a quantidade de fertilizante de origem industrial, cerca de $2,5 \text{ Tg ano}^{-1}$ (FILOSO et al., 2006).

A relação rizóbio-leguminosa é o mais importante sistema simbiótico entre micro-organismos e plantas graças à eficiência do processo de fixação de N_2 , amplitude e distribuição geográfica dos hospedeiros e ao impacto econômico para agricultura, uma vez que permite substancial economia de fertilizantes nitrogenados (CANTARELLA, 2007). O caso mais eficiente é a simbiose de *Bradyrhizobium* com soja no Brasil. Essa cultura, segundo Hungria et al. (2006), chega a dispensar totalmente a adubação nitrogenada, uma vez que, em condições de cultivo, a FBN é capaz de suprir as necessidades de N da soja. Por outro lado, a FBN para outras leguminosas importantes, como o feijoeiro e o

amendoim, não consegue, com a tecnologia atualmente disponível, suprir totalmente a demanda por N dessas culturas, mas permite reduzir as doses de N aplicadas como fertilizantes químicos (CANTARELLA, 2007), salvo para algumas cultivares.

Adubação orgânica

A adubação verde é conhecida desde a antiguidade. No início do século passado, Granato (1924) a definia como uma prática agrícola programada que consiste na incorporação ou não de material vegetal, com a finalidade de manter ou melhorar as condições físicas, químicas e biológicas do solo. Para Osterroht (2002), a terminologia 'adubos verdes' vem sendo substituída por cobertura verde do solo ou, simplesmente, plantas de cobertura, em algumas regiões do país.

Esse tipo de adubação é tido como ideal quando preconiza a consorciação de leguminosas, gramíneas e ervas pioneiras. As leguminosas são importantes por fornecerem nitrogênio por meio do processo de fixação simbiótica das bactérias do gênero *Rhizobium*. As gramíneas devem ser incluídas como produtoras de biomassa, que, por fornecerem carbono, mantêm e aumentam o teor de matéria orgânica, favorecendo a flora e a fauna benéficas ao solo (micro-organismos) e a melhoria das suas propriedades físicas. As ervas pioneiras contribuem para a reciclagem de nutrientes e a preservação do ecossistema (PENTEADO, 2000).

As espécies mais utilizadas na adubação verde são: mucuna-preta (*Mucuna aterrima*); feijão-de-porco (*Canavalia ensiformes*); guandu (*Cajanus cajan*); crotalárias (*Crotalaria juncea*, *C. ochroleuca*); milheto (*Pennisetum glaucum*); leucena (*Leucena diversifolia*), entre outras. Entretanto, dentre as espécies utilizadas como adubo verde na região dos Cerrados, destacam-se como as mais promissoras as de origem tropical: mucuna-preta, feijão-de-porco, guandu e crotalárias.

Na escolha da espécie a ser utilizada como adubo verde para a cultura principal, deve-se observar a relação C/N. São recomendadas espécies com relação abaixo de 25, pois a alta relação C:N pode imobilizar o nitrogênio e causar sua deficiência para cultura subsequente. Ao se usar

espécies com baixa relação, o nitrogênio é liberado mais rapidamente. Estudos indicam que sistemas de produção com uso de adubos verdes na cultura do milho, se bem planejados, podem substituir parcial ou totalmente a adubação nitrogenada, sem perdas na produtividade de grãos (SANTOS; REIS, 2001; CARVALHO et al., 2007).

A adubação verde consegue nutrir a planta de milho nos primeiros dias após a emergência e o seu resíduo no solo favorece a manutenção do N fundamental à planta. Em pesquisa com cultura de cobertura, Amado et al. (2000) observaram que a rotação de cultura com espécies leguminosas é uma estratégia eficiente em promover o acúmulo de N total na camada superficial do solo, além de seu efeito residual ser o principal responsável pela nutrição da planta de milho na ausência de adubação mineral nitrogenada.

Diversos trabalhos realizados no Brasil (AITA et al., 2006) têm evidenciado o elevado potencial fertilizante dos dejetos de suínos. Em muitos casos, os dejetos são aplicados diretamente sobre os resíduos culturais de espécies de inverno, antecedendo a instalação das culturas de verão. Os dejetos líquidos de suínos são ricos em N amoniacal e quando aplicados em plantio direto sobre resíduos culturais com elevada relação C:N, geralmente não alteram a decomposição da palhada (AITA et al., 2006; GIACOMINI et al., 2008).

O Ciclo do Nitrogênio

Os fluxos internos e transferências entre os componentes do sistema são influenciados pela quantidade e formas de entrada de N. As transformações químicas e biológicas que ocorrem, a retirada ou perda de N do sistema e as interações com outros ciclos, particularmente de carbono e da água, fazem com que o ciclo do nitrogênio (Fig. 4) seja particularmente complexo. O nitrogênio também sofre, facilmente, alterações na valência e no seu estado, geralmente atenuado pela ação e transformação microbiana e pode formar, quando solúvel em água, compostos gasosos com alto potencial de escapar do controle agrícola (JARVIS et al., 1995).

Dados apresentados por Stevenson (1982) indicam que a maior parte do N da Terra está na litosfera ($1,6 \cdot 10^{11}$ Tg), principalmente como constituinte de rocha ígnea da crosta e do manto terrestre, do núcleo do planeta e de sedimentos fósseis e marinhos. A porção nos solos terrestres, na forma de matéria orgânica ou amônio (NH_4^+) fixado em argilas, é relativamente baixa ($2,4 \cdot 10^5$ Tg) quando comparada ao total da litosfera. Outro grande reservatório de N no planeta é a atmosfera, onde o N_2 compõe 78% dos gases, o que corresponde a $3,9 \cdot 10^9$ Tg. O N contido nos oceanos, hidrosfera, é de aproximadamente $2,3 \cdot 10^7$ Tg. Outras frações que incluem NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- e matéria orgânica, particulada ou dissolvida, constituinte da biosfera, são menos exatos e por isso estima-se em cerca de $2,8 \cdot 10^5$ Tg.

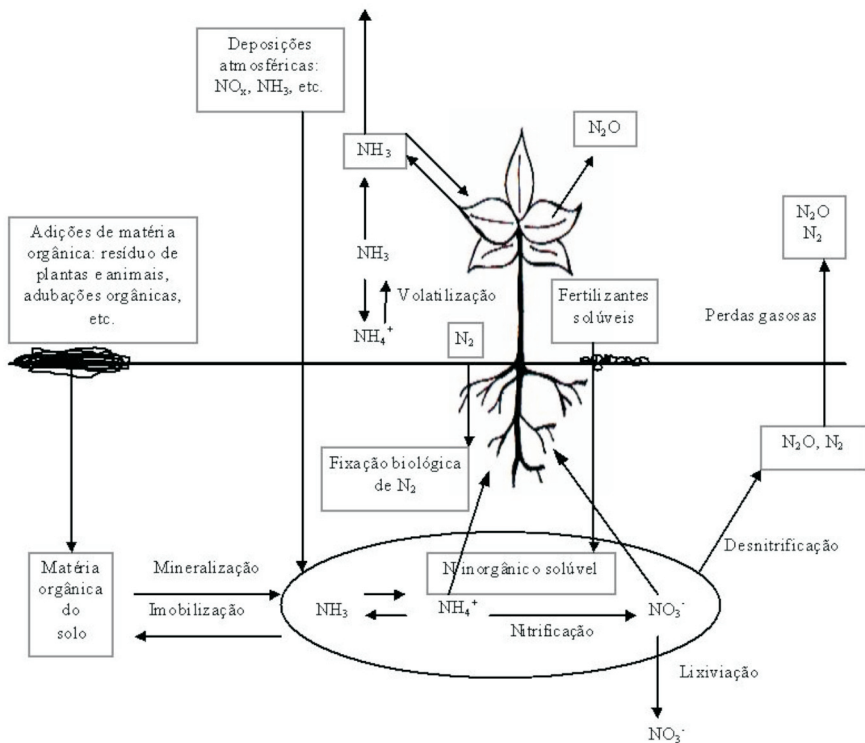


Fig. 4. Ciclo biogeoquímico do nitrogênio.

Fonte: adaptado de Cantarella (2007).

O N pode ingressar no sistema solo-planta por deposições atmosféricas, fixação biológica, adubações químicas ou orgânicas. Por outro lado, pode sair por meio de remoção pelas culturas e variados mecanismos de perdas, que incluem a lixiviação e volatilização. O ciclo do N é controlado por fatores físicos, químicos e biológicos e afetado por condições climáticas difíceis de prever e controlar.

O ciclo do nitrogênio possui algumas reações-chave, sugeridas por Teixeira (2005), descritas de forma resumida a seguir:

1) Fixação biológica do nitrogênio: a maioria dos micro-organismos pode assimilar N sob várias formas. Embora 78% da atmosfera da Terra seja composta por nitrogênio molecular, esse importante reservatório está indisponível diretamente para animais e plantas. A fixação do nitrogênio é um processo de redução do nitrogênio atmosférico (N_2) a amônia (NH_3). A capacidade de fixar nitrogênio é encontrada apenas em alguns seres procariontes.

2) Amonificação: toda a matéria viva contém moléculas compostas por nitrogênio, como ácidos nucleicos, proteínas e açúcares, além de compostos de baixo peso molecular, que se tornam disponíveis, após morte celular, para os organismos decompositores ou quando são excretados para o meio onde se inserem. A amonificação envolve processos de hidrólise e desagregação de aminoácidos durante a decomposição do material orgânico com a liberação de amônia.

3) Nitrificação: a oxidação de amônia a nitrato é um processo que envolve duas etapas: a primeira mediada por bactérias oxidantes de amônia (ex. Nitrossomonas), que irão produzir nitrito, que posteriormente será oxidado a nitrato, sendo essa segunda etapa mediada por bactérias oxidantes de nitrito (ex. Nitrobacter). Normalmente, essas duas etapas estão interligadas, não se observando por isso acumulação de nitrito no ambiente.

4) Desnitrificação: processo também microbiológico que envolve uma série de quatro reduções, por meio da qual bactérias heterotróficas

oxidam a matéria orgânica usando nitrato como receptor de elétrons. O produto final é nitrogênio gasoso - N_2 ou N_2O .

5) Amonificação do nitrato: é um segundo mecanismo de redução de nitrato que envolve bactérias heterotróficas, predominantemente fermentativas, com a capacidade de reduzir nitrato a amônia. Em contraste com a desnitrificação, essa reação conserva o nitrogênio fixado no sistema. Esse processo assume alguma importância em ambientes ricos em matéria orgânica e com baixas concentrações de nitrato.

O N é um nutriente de grande valor em praticamente todos os ecossistemas, mas pode se tornar um poluente importante quando transferido de um ecossistema para o outro. A predominância de cargas negativas no solo, ou pelo menos nas camadas superficiais nos solos tropicais, e a baixa interação química do nitrato (NO_3^-) com os minerais do solo fazem com que esse esteja sujeito à lixiviação para camadas mais profundas no solo, podendo atingir águas superficiais ou o lençol freático (CANTARELLA, 2007). A principal forma de perda de N, por meio da hidrólise da uréia, é a volatilização da amônia (LARA-CABEZAS et al., 1997).

Em áreas de agricultura, as emissões de N_2O são amplificadas com práticas que aumentam a disponibilidade de N para a planta, como a fertilização (SMITH et al., 1998) e o retorno do N através dos resíduos de cultura e adubos verdes (BAGGS et al., 2000). Os resíduos orgânicos são rapidamente decompostos e o N_2O é liberado com a nitrificação do N mineralizado ou com a desnitrificação do nitrato formado, dependendo das condições de aeração do solo.

Nitrificação

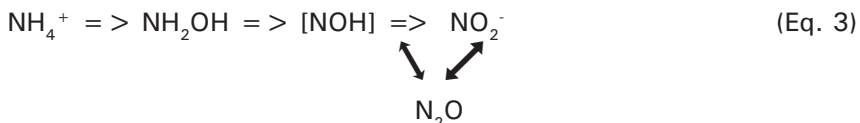
A nitrificação, ou oxidação do N amoniacal a nitrato, é realizada no solo por bactérias quimioautotróficas que obtêm energia no processo e que podem sintetizar todos os seus constituintes celulares a partir de CO_2 . Geralmente, o N amoniacal no solo é rapidamente absorvido por micro-organismos e incorporado à biomassa microbiana, se houver C

disponível. No entanto, é mais comum que haja, em solos, limitação de C e de energia. Nessas condições, o NH_4^+ é consumido pelos nitrificadores e rapidamente oxidado a NO_2^- e, posteriormente, a NO_3^- , de modo que o N-nítrico predomina nos solos em condições aeróbicas. O N-nítrico também é passível de redução assimilatória e, desse modo, pode ser imobilizado por micro-organismos e retornar à forma orgânica, no ciclo de mineralização-imobilização (CANTARELLA, 2007).

A nitrificação ocorre em duas etapas, conforme a Equação 2 apresentada abaixo. Na primeira, o NH_4^+ é convertido em NO_2^- . E na segunda etapa, o NO_2^- é oxidado a NO_3^- por bactérias do gênero *Nitrobacter*.



Durante a oxidação de NH_4^+ a NO_2^- , pode haver pequena produção de óxido nitroso (N_2O) por dismutação química do nitroxil (NOH) ou por ação da redutase de nitrito (BREMNER, 1997), conforme a Equação 3.

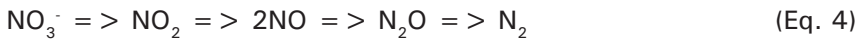


O N_2O é normalmente produzido no solo em condições anaeróbicas no processo de desnitrificação. Porém, nesse caso, sua formação pode ocorrer também em condições aeróbicas, durante a nitrificação. A importância desse processo como mecanismo de perda de N no solo por volatilização/difusão ainda não está bem estabelecida, mas parece ser o principal meio pelo qual o N_2O é produzido em solos aeróbicos adubados com fertilizantes amoniacais (BREMNER, 1997).

Desnitrificação

A desnitrificação é definida como um processo respiratório, que acontece em condições anaeróbicas, no qual óxidos de N servem como receptores finais de elétrons (CANTARELLA, 2007). Essa definição substitui a tradicional, que considerava esse processo como

uma redução microbiana do nitrato (NO_3^-) a formas intermediárias de N, e então a formas gasosas (NO , N_2O e N_2) liberadas na atmosfera (FIRESTONE, 1982; EMBRAPA 2006). Há vários tipos de metabolismo microbiano que resultam na produção de N_2O ou N_2 , inclusive a nitrificação, que ocorre em condições aeróbicas. O N_2O representa um intermediário no processo de desnitrificação, pois ainda pode ser reduzido a N_2 . Consequentemente, pode-se dizer que o N_2O tem apenas uma existência transitória no solo (FIRESTONE, 1982). A Equação 4 descreve o processo de desnitrificação.



As condições mais propícias para perda de N por desnitrificação bacteriana são descritas por Firestone (1982) a seguir:

Drenagem de má qualidade: a umidade tem importante efeito sobre a aeração. A desnitrificação é praticamente insignificante à cerca de 2/3 da capacidade de campo, mas é sensível a solos alagados. Esse processo pode ocorrer em microssítios de anaerobiose, como microporos preenchidos por água, na rizosfera das raízes de plantas e nas imediações da decomposição final de resíduos de plantas e animais.

Temperatura maior que 25 °C: o processo de desnitrificação é progressivamente mais lento a temperaturas abaixo de 20 °C e praticamente cessa a 2 °C.

pH do solo próximo do neutro: a desnitrificação bacteriana é sensível a altas concentrações do íon H^+ no solo. Sua atividade em solos ácidos ($\text{pH} < 5,0$) é muito restritiva.

Matéria orgânica facilmente decomponível: a quantidade de matéria orgânica disponível aos micro-organismos desnitrificadores é geralmente alta na camada superficial e insignificante no subsolo. Significativa quantidade de matéria orgânica solúvel pode ser encontrada em cobertura do solo, bem como na parte inferior de horizontes alterados.

Considerando os processos descritos acima, a aplicação de fertilizantes nitrogenados pode contribuir para a emissão de N_2O em diferentes magnitudes, dependendo da forma química do adubo. Fertilizantes nítricos somente podem contribuir para a emissão de N_2O do solo por meio do processo de desnitrificação, enquanto formas amoniacais e amídicas podem participar pela nitrificação e desnitrificação (ZANATTA, 2009).

O Efeito Estufa e o Aquecimento Global

A atmosfera e a superfície da terra são mantidas aquecidas pela energia proveniente do sol na forma de radiação ultravioleta, visível e infravermelha. De toda energia incidente na Terra, cerca de 50% é absorvida pela superfície da terra, outros 20% são absorvidos por gases e pelas gotículas de água presentes no ar. O restante, cerca de 30%, é refletido de volta ao espaço por corpos refletores como neve, gelo, areia e nuvens (ZANATTA, 2009).

Gases traço como o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O) e ozônio (O_3) absorvem e emitem essa radiação infravermelha, ocupando um relevante papel no balanço energético da Terra. Cada gás de efeito estufa (GEE) apresenta uma capacidade de aquecimento em função de suas características moleculares e de seu tempo de permanência na atmosfera (GOMES, 2006). O potencial de aquecimento global (PAG) de cada GEE é calculado considerando o CO_2 como referência. O N_2O e o CH_4 apresentam um PAG, para um período de 100 anos, de 296 e 24 de unidades de CO_2 equivalente, respectivamente (ROBERTSON; GRACE, 2004).

Os gases de efeito estufa presentes na troposfera terrestre, ao receberem radiação solar, absorvem a radiação infravermelha emitida pela Terra e, por sua vez, emitem essa radiação para cima e para baixo. Esse processo mantém a temperatura próxima à superfície terrestre em média de 14 °C, resultando em um efeito estufa natural importante para o surgimento e a manutenção da vida no planeta (BAEDE et al., 2001 citado por MACHADO, 2005). Caso esse processo não existisse,

a temperatura na superfície da Terra seria cerca de 30 °C mais fria (LIMA, 2002). O problema é que o aumento da concentração dos gases traço está intensificando o efeito estufa natural, gerando preocupações entre a comunidade científica. O excesso dos gases de efeito estufa N_2O , CH_4 , CO_2 e dos Clorofluorcarbonos (CFCs) são produzidos pela atividade humana, sendo os dois primeiros significativamente importantes em atividades agrícolas.

Após o início da revolução industrial, em meados do século XVIII, o impacto das atividades humanas tomou escalas globais. Tais atividades, principalmente aquelas que envolvem a queima de combustível fóssil para o uso industrial e residencial e a queima da biomassa, desmatamento seguido de queimadas, produzem gases de efeito estufa que afetam a composição da atmosfera (MACHADO, 2005). Esse aumento contínuo de gases na atmosfera trouxe como consequência maior interação com a radiação infravermelha emitida pela Terra e, conseqüentemente, um aumento da temperatura do ar atmosférico, denominado aquecimento global (Fig. 5). A curto prazo, o aumento da temperatura do planeta poderá trazer alterações nos sistemas produtivos, como a redução da área produtiva e da produção de culturas, como indicado por estudo recente realizado por Deconto (2008).

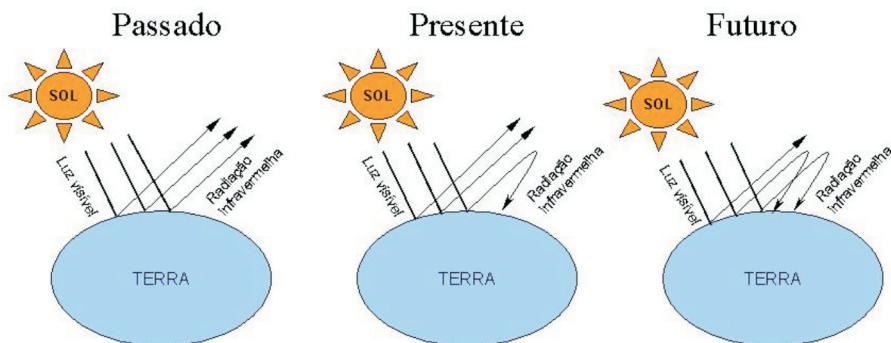


Fig. 5. Efeito do aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera terrestre ao longo do tempo.

Fonte: adaptado de Cerri e Ceirri (2007).

Em estudos do efeito das mudanças climáticas sobre a produção de feijão, considerando dados do IBGE ano base 2006, Deconto et al. (2008) prevêem que em 2020 o aquecimento do clima trará um prejuízo de cerca de R\$ 155 milhões em decorrência de uma redução de 4,3% de área apta, considerando o cenário otimista de aumento médio da temperatura global de 1,4 a 3,8°C até 2100. Em 2050, a área favorável ao plantio da cultura deverá diminuir cerca de 10%, provocando um prejuízo de R\$ 360 milhões. Em 2070, a perda poderá chegar a R\$ 473 milhões, com a redução da área de baixo risco em até 13,3%.

Deve-se ressaltar que estudos geológicos e astrofísicos têm demonstrado que a atividade solar cíclica gera períodos de aquecimento, os quais parecem ser acompanhados de maior concentração de CO₂, causada pela decomposição mais rápida e intensa de materiais orgânicos. Atualmente, estamos vivendo um desses períodos de atividade solar mais intensa, que leva ao aquecimento global e às mudanças climáticas (HIEB; HIEB, 2006). Desde 1850, quando as temperaturas começaram a ser registradas por termômetros, 11 dos 12 anos mais quentes foram registrados entre 1995 e 2006 (ZANATTA, 2009). Porém, essas mudanças são agravadas pela ação do homem, tanto na liberação dos gases a partir de combustíveis fósseis quanto de gases armazenados em florestas pela degradação ambiental, levando à maior produção de calor irradiado na forma de ondas longas (PRIMAVESI et al., 2007).

O Brasil no panorama das mudanças climáticas globais

O Brasil, no que tange à emissão de gases de efeito estufa, encontra-se num padrão diferente da situação vivenciada pelo mundo (Fig. 6). As práticas agrícolas e as mudanças no uso da terra devido ao desmatamento são as principais fontes de emissão de gases de efeito estufa. Cerca de 80% do N₂O que o Brasil emite para a atmosfera são derivados de práticas agrícolas, como desmatamento e pastagens mal conduzidas (Fig. 7 e 8) (IPCC, 2007).

No *ranking* global, quando se considera apenas emissões de GEE oriundos da queima de combustível fóssil, sem levar em consideração o

desmatamento, o Brasil é o 17º colocado. No entanto, quando se reúne a queima de combustível fóssil mais a atividade agrícola, juntamente com a mudança no uso da terra, a situação fica mais preocupante, pois o Brasil passa a ser o 4º colocado (CERRI; CERRI, 2007).

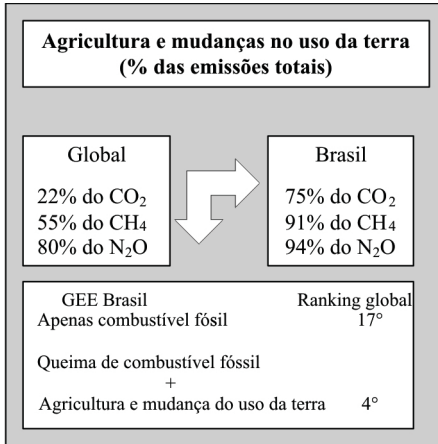


Fig. 6. Padrões de emissão de gases de efeito estufa global e do Brasil.

Fonte: adaptado de Cerri e Cerri (2007).



Fig. 7. Queima da floresta após desmatamento. Áreas geralmente utilizadas para implantação de pastagens. Evento comum entre os meses de junho a setembro na Região Norte e Centro-Oeste do país.

Fonte: Moss e Moss (2009).



Fig. 8. Pastagem degradada no Cerrado. No Brasil são cerca de 170 milhões de ha de pastagens cultivadas, desses, 80 milhões de ha estão em estágio de degradação. No Cerrado são cerca de 60 milhões de pastagens cultivadas, 50 milhões estão degradadas, com capacidade de suporte médio de 0,5 cabeças ha⁻¹ e previsão de abate dos animais de 4,5 anos.

Fonte: Kluthcouski et al. (2003).

Ao mesmo tempo em que a agropecuária constitui-se em uma atividade potencialmente influenciada pela mudança do clima, contribui também para essa mudança. Emissões de metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), óxido nitroso (N₂O) e óxidos de nitrogênio (NO_x), que causam o aquecimento global, têm sido geradas por diferentes práticas agropecuárias (LIMA, 2002).

Estimativas das emissões de gases geradas pelo cultivo do arroz irrigado por inundação, queima de resíduos agrícolas (cana-de-açúcar e algodão), pecuária (fermentação entérica e manejo de dejetos) e solos agrícolas, para o ano de 1994 no Brasil, são apresentados na Tabela 3. Em termos relativos, a pecuária e uso agrícola dos solos constituem as principais fontes de emissões de gases de efeito estufa no setor agropecuário. Os estados de Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Goiás e Rio Grande do Sul respondem pelas maiores emissões de metano estimadas em 1994, devido principalmente à pecuária. São Paulo foi

associado às maiores emissões relativas de CO e NO_x, devido à queima da cana-de-açúcar. As maiores emissões de N₂O estão associadas aos estados do Rio Grande do Sul, São Paulo e Minas Gerais, devido ao intenso uso agrícola do solo (EMBRAPA, 2006).

Tabela 3. Estimativas de emissões totais de gases de efeito estufa provenientes de atividades agrícolas no Brasil em 1994.

Fonte	CH ₄	CO	N ₂ O	NO _x
	Tg*			
Arroz irrigado	0,8	-	-	-
Queima de resíduos agrícolas	0,133	2,79	0,0066	0,24
Pecuária	9,77	-	0,0065	-
Solos agrícolas	-	-	0,32	-
Total	10,183	2,79	0,34	0,24

*Tg = 1012 g.

Fonte: adaptado de Embrapa (2006).

O Papel do Óxido Nitroso

Apesar de sua baixa concentração na atmosfera, o óxido nitroso (N₂O) é considerado um dos três mais importantes gases responsáveis pelo efeito estufa do planeta. Atualmente, sua concentração na atmosfera é de cerca de 300 ppbV (IPCC, 2007) e vem aumentando significativamente a uma taxa de 0,2 a 0,3% ao ano, considerando a sua evolução desde o período da revolução industrial até o final do século passado (KAISER et al., 1998). Para a atual concentração de N₂O na atmosfera, estima-se um aquecimento adicional de 0,16 ± 0,2 watts m⁻² em relação ao período pré-industrial (IPCC, 2007).

O óxido nitroso é emitido em menor quantidade que os demais gases de efeito estufa, no entanto, possui um potencial de aquecimento global 296 vezes maior que a molécula de CO₂. Isso equivale dizer que em uma atividade que emita 1 kg ha⁻¹ de N₂O, em equivalente CO₂ emite 296 kg ha⁻¹ (ROBERTSON; GRACE, 2004). Por isso, maior atenção deve ser dada às emissões de óxido nitroso. Idéias generalistas como a de Keeney (1982), de que o valor atual para a sociedade das atividades que contribuem para a fixação de N global é amplamente superior ao custo de qualquer ameaça potencial moderada por N₂O, devem ser repensadas.

A produção de N_2O antrópica é verificada, principalmente, através de atividades agrícolas e industriais. Na agricultura, o N_2O é proveniente de processos microbiológicos que ocorrem nos solos agrícolas, enquanto na indústria a produção do náilon e a queima de combustíveis fósseis são as principais fontes (ZANATTA, 2009). Em explorações agropecuárias, o N_2O provém, principalmente, do uso de fertilizantes nitrogenados, da fixação biológica de nitrogênio, da mineralização da matéria orgânica adicionada, da adição ou depósito de dejetos animais nos solos, da lixiviação dos solos e da queima de resíduos agrícolas (LIMA, 2002).

Segundo estimativas da Embrapa (2006), no Brasil são emitidos em média 480 Gg de N_2O ano⁻¹ oriundos de atividades agrícolas. Sendo as emissões diretas provenientes de solos agrícolas da ordem de 125,72 Gg ano⁻¹ (26,41%), as emissões diretas a partir de animais em pastagem representam 218,50 Gg ano⁻¹ (45,90%) e as emissões indiretas, seja por deposição atmosférica ou lixiviação, representam um total de 131,77 Gg ano⁻¹ (27,69%). As regiões que mais contribuem para as emissões de N_2O no Brasil foram: Centro-Oeste (25,77%), Sudeste (24,16%) e Sul (22,34%), que reunidas representam aproximadamente 70% da emissão brasileira desse gás.

Na Região Centro-Oeste, o Estado de Goiás é o segundo maior emissor da região e o quinto do país (42,39 Gg ano⁻¹), mas, quando se estima a emissão de N_2O em kg de N_2O km⁻², Goiás passa a ser o sétimo estado maior emissor (Fig. 9). Pode-se dizer que cerca de 45% das emissões desse gás em Goiás, seja direta ou indiretamente, estão relacionadas à aplicação de fertilizantes nitrogenados em áreas cultivadas. Os outros 55% estão relacionados à contribuição das áreas destinadas a pastagens com ruminantes. Segundo Zanatta (2009), o uso de fertilizante mineral e adubação orgânica promove maior disponibilidade de N na forma mineral, nitrato e amônio, que em condições propícias de umidade no solo acentuam os processos microbiológicos responsáveis pela produção de N_2O .

Emissões de N₂O Registradas no Brasil

As emissões de N₂O em solos agrícolas estão fortemente associadas à fertilização nitrogenada. Embora essa seja uma prática comum nos sistemas de cultivos intensivos e mecanizados do Brasil, poucos trabalhos têm avaliado as emissões desse gás em áreas de culturas anuais (CARVALHO et al., 2006; JANTALIA, 2006).

Informações dessa natureza são fundamentais para subsidiar estudos que visam a redução das emissões gasosas, de forma a considerar não só a questão da otimização da produção, como também a sustentabilidade do sistema agrícola brasileiro. Na Tabela 4, são apresentados, de modo sumarizado, os resultados encontrados por alguns estudos realizados no Brasil.

Tabela 4. Fluxos de N₂O observados em estudos realizados no Brasil.

Referência	Local	Tipo de Solo	Época	Fontes de nitrogênio (N)	Cultura	Fluxo N ₂ O* (µm m ⁻² d ⁻¹)	
						SPD	SPC
Carvalho et al. (2008)	Sto. Antônio de Goiás, GO	Latossolo	Inverno	Uréia	Feijão	1.700	-
Giacomini et al. (2006)	Sta Maria, RS	Argissolo	Verão	Dejeto líquido de suíno	Palhada de Aveia	7.100	7.100
					Soja/Trigo	2.400	3.720
Jantalia et al. (2006)	Passo Fundo, RS	Latossolo	Verão / Inverno	N mineral	Soja	1.680	3.072
					Milho	2.352	2.640
					Soja/Tremçoço	840	720
Jantalia et al. (2006)	Londrina, PR	Latossolo	Verão / Inverno	FBN + N mineral	Milho/Aveia	504	528
					Aveia Preta / Milho	1.200	2.880
Zanatta (2009)	Porto Alegre, RS	Argissolo	Verão	Sem N mineral	Ervilhaca / Milho	4.560	3.840
Gonçalves (2002)	Taubaté, SP	Latossolo	Inverno	Sulfato de amônio	Feijão	1.872	-
				Lodo de esgoto	Feijão	480	-

*Maiores fluxos de N₂O ao longo do ciclo da cultura, todos os valores foram convertidos para mg m⁻² d⁻¹, sendo 1 mg = 10⁶ g; SPD = sistema de plantio direto, SPC = Sistema de plantio convencional.

Giacomini et al. (2006), avaliando a emissão de N₂O em áreas com e sem incorporação de palha de aveia ao solo e aplicação de dejetos líquidos de suínos, verificaram que o fluxo de N₂O para a atmosfera aumentou logo após a aplicação dos dejetos, tanto em plantio direto quanto em preparo reduzido (sem incorporação de palhada). Esse aumento foi atribuído pelos autores a três fatores: 1) os dejetos apresentam fração do C prontamente disponível aos micro-organismos, o que proporciona aumento na atividade microbiana. Isso resulta em elevada demanda de O₂, que, por sua vez, pode gerar sítios de anaerobiose, favorecendo a emissão de N₂O, a partir da utilização do

NO_3^- presente no solo, por bactérias anaeróbicas facultativas, capazes de substituir o O_2 pelo NO_3^- comoceptor final de elétrons; 2) durante o processo de nitrificação do NH_4^+ aplicado com os dejetos de suínos, ocorre produção de N_2O , aumentando a emissão desse gás; 3) a alta concentração de líquidos nos dejetos de suínos pode promover a ocorrência de sítios de anaerobiose, favorecendo o processo de desnitrificação do NO_3^- no solo. Os autores ainda atribuem a elevada emissão de N_2O , logo após a aplicação dos dejetos, ao processo de desnitrificação, devido à anaerobiose promovida pelo maior percentual de macroporos do solo ocupado por água.

Ao estudar os fluxos de N- N_2O para a atmosfera, Santos (2009) verificou que esses foram maiores após a aplicação dos dejetos líquidos de suínos (DLS) e bovinos (DLB). Observou que esse aumento ocorreu nos primeiros dias após a aplicação dos dejetos, sendo mais pronunciado com o uso dos DLB. Na segunda avaliação, realizada cinco dias após a aplicação dos dejetos, os tratamentos com DLS e DLB superaram o tratamento sem dejetos em 281,5 e 684,9 $\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ de N- N_2O , respectivamente. A aplicação dos dejetos de animais aumentou a disponibilidade de N mineral no solo, o que pode ter favorecido os fluxos de N_2O , bem como ao tratamento com DLB, pois esse proporcionou maior aporte de N ao solo (120 Kg ha^{-1} de N) em detrimento ao DLS (75 kg ha^{-1} de N). Aliado a isso, as chuvas ocorridas nesse período elevaram os valores de espaço poroso ocupado por água para aproximadamente 70%, o que deve ter contribuído para aumentar os fluxos de N_2O nessa fase inicial. Nessa condição, o C prontamente disponível, disponibilizado pelos dejetos, pôde ser utilizado pelas bactérias desnitrificadoras para reduzir o nitrato à N_2O .

Carvalho et al. (2006) realizaram estudos da emissão de óxidos de nitrogênio em Planaltina-DF e não encontraram diferenças significativas para emissões de N_2O entre sistema plantio direto, com palhada de soja, mais mucuna-preta e milheto, e plantio convencional com aração e gradagem. Os autores consideraram que houve rápida decomposição das palhadas de leguminosas e, conseqüentemente, baixo acúmulo de resíduos. No entanto, observaram acentuada variabilidade dos dados,

com altos desvios em relação à média, o que pode ter contribuído para que não houvesse diferença significativa entre os tratamentos.

Avaliando as emissões de N_2O de um Argissolo Vermelho, em Porto Alegre-RS, Zanatta (2009) observou maiores picos ($100 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) no período pós-manejo, os quais estiveram associados aos maiores valores de porosidade preenchida por água e ao aumento dos teores de carbono orgânico dissolvido e de N mineral, nitrato e amônio no solo. Conseqüentemente, as emissões acumuladas num curto período de 45 dias representaram 30% da emissão anual de N_2O .

Gomes (2006), também estudando as emissões de N_2O em um Argissolo Vermelho, verificou que no período logo após o manejo das culturas de inverno, ervilhaca e aveia, os fluxos foram maiores, independentemente do sistema de preparo do solo, plantio direto (PD) ou convencional (PC). Sendo que os maiores picos foram encontrados no sistema ervilhaca/milho. No solo em PD e em PC, as emissões pós-manejo da ervilhaca alcançaram fluxos até 2,7 vezes maiores do que no sistema com aveia preta, o que pode ser explicado pela rápida decomposição da palhada de ervilhaca, que possui baixa relação carbono:nitrogênio (C:N), aproximadamente 14.

Em outro estudo feito na Região Sul do país, Jantalia et al. (2006) avaliaram a emissão de N_2O durante dois anos consecutivos nas cidades de Passo Fundo-RS e Londrina-PR e notaram que maiores fluxos se concentraram nos períodos de chuvas mais intensas, normalmente observados nos meses de verão, desde que coincidentes com a época de adubação nitrogenada.

Gonçalves (2002) avaliou as emissões de N_2O para a cultura do feijoeiro comum, em um Latossolo Vermelho da região de São José dos Campos-SP, utilizando como fonte de nitrogênio o sulfato de amônio, em três aplicações, e lodo de esgoto. No plantio foi aplicado 1/3 da dose recomendada; nessa ocasião, o solo encontrava-se seco e por isso notaram-se baixos fluxos. Após a segunda fertilização com sulfato de amônio, observou-se maior fluxo de óxido nitroso

($29,7 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em relação aos dias anteriores e, no oitavo dia de amostragem, o fluxo foi ainda maior ($78 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). Essa alta emissão foi atribuída a uma maior atividade microbiológica, pois o solo apresentava-se bastante úmido devido a uma chuva forte no dia anterior. Observou-se também que, no décimo dia de amostragem, os valores de fluxo foram baixos e praticamente equivalentes para o lodo ($5,0 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e sulfato de amônio ($5,9 \mu\text{g m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), pois as medidas foram realizadas em solo extremamente seco, tornando difícil a vedação da cúpula e, devido ao menor volume de poros ocupados por água, houve menor desnitrificação.

Emissões de N_2O foram avaliadas por Carvalho et al. (2008) na produção de feijoeiro comum irrigado, cultivado em plantio direto, com e sem palhada de braquiária, e com e sem aplicação de uréia via fertirrigação, em Latossolo de Cerrado. Nesse estudo, os fluxos de N_2O foram maiores para os tratamentos com palhada de braquiária, tanto com, quanto sem aplicação de uréia, e ocorreram logo após a semeadura, o que deve estar relacionado ao estímulo da dinâmica do N no solo devido à interrupção do período seco pela irrigação e à possibilidade de formação de sítios de anaerobiose, assim como pela maior atividade de micro-organismos no solo sob cobertura vegetal.

Medições *in situ* de emissões de N_2O sob diferentes tipos de solo e sistemas de cultivo são ainda necessárias para se obter estimativas globais e regionais mais precisas. No Brasil, grande parte dos trabalhos é de curta duração, realizados basicamente em Latossolos e Argissolos, e enfocam apenas a estação de crescimento ou parte dela, negligenciando períodos em que podem ocorrer emissões de N_2O (KAISER et al., 1998).

Mitigação

Embora as estimativas da quantidade de óxido nitroso produzido por suas diversas fontes tenham mudado durante a última década, o valor admitido para o seu único sumidouro na estratosfera permanece constante, em $12,3 \text{ Tg ano}^{-1}$ de N. Na estratosfera, a concentração do

óxido nitroso diminui com a altura, estabelecendo um gradiente vertical na sua taxa de mistura (GONÇALVES, 2002).

A contribuição da agricultura para as emissões de óxido nitroso, bem como para o efeito estufa antropogênico, pode ser reduzida. O desenvolvimento de sistemas de manejo do solo tem importante capacidade de mitigar as emissões de gases de efeito estufa (COSTA et al., 2006). Mitigar significa intervir visando reduzir as emissões ou aumentar os sumidouros desses gases. Para Robertson e Grace (2004), a mitigação só acontece quando o aquecimento global é menor do que o aquecimento global do cultivo pré-existente, independentemente se o saldo da condição atual foi positivo ou negativo.

Como observado, a disponibilidade de nitrogênio no solo parece ser a única e melhor promotora de fluxos de N_2O na maioria dos ecossistemas terrestres, incluindo os agrícolas. Qualquer atividade ou processo que atue sobre o nitrogênio disponível no solo poderá levar a um menor fluxo de N_2O . A demanda das plantas por nitrogênio é, portanto, um dos fatores determinantes para o fluxo de N_2O . Sendo assim, quanto mais precisas as fertilizações de N, com máxima absorção pelas plantas, menor será o impacto da agricultura sobre as atuais concentrações de N_2O na atmosfera (ROBERTSON; GRACE, 2004).

Cerca de 20% dos resíduos produzidos por animais, bovinos e suínos, são aplicados diretamente sobre os solos, sendo assim uma das maiores fontes de N_2O . Portanto, estudos que visem a formulação de dietas balanceadas para ruminantes também devem ser estimulados (LIMA, 2002). Nesse sentido, para a eficiente definição de estratégias de mitigação das emissões de N_2O , é imprescindível identificar os fatores ambientais e de manejo agrícola que afetam a emissão de N_2O dos solos.

No âmbito da mitigação de gases de efeito estufa, três diferentes atividades na agricultura tropical são importantes: 1) sistema agroflorestal, 2) sistemas de produção de arroz de terras altas e c) ILP.

A prevenção do desmatamento e o repovoamento florestal de terras degradadas poderiam se tornar elementos-chave para a elaboração de programas nacionais de proteção, em especial em países em desenvolvimento. Sistemas agroflorestais podem oferecer janelas de oportunidade economicamente viáveis para o uso sustentável das florestas tropicais. No entanto, o futuro das investigações tem de incluir a participação das partes interessadas em todos os níveis concebíveis, ou seja, a inclusão da cooperação dos agricultores (WASSMANN; VLEK, 2004).

A maior parte da produção de arroz do mundo vem de sistemas irrigados por inundação ou com suplementação da irrigação. Esses sistemas, no entanto, são particularmente vulneráveis a questões ambientais devido ao uso excessivo de água e altas emissões de metano, um dos principais gases de efeito estufa (LIMA, 2002). Já o arroz de terras altas, é cultivado em época chuvosa, em solos naturalmente bem drenados, sem acumulação de água na superfície e, normalmente, sem suprimento de água (FAGERIA, 2001), sendo assim uma alternativa para a produção de arroz com menor impacto ambiental. Porém, o arroz de terras altas é ainda visto como “cultura de desmatamento”, devido à prática de plantio em áreas recém-desmatadas, ainda com alta fertilidade química e física, onde a cultura melhor se adapta. Por outro lado, a cultura apresenta dificuldades de desenvolvimento em “terras velhas”, ou seja, em solo com uso agrícola por tempo prolongado e também não está adaptada ao sistema plantio direto. As dificuldades se manifestam na forma de menor estabilidade da cultura e na diminuição do rendimento (REIS et al., 2007).

A integração lavoura-pecuária (ILP) pode representar uma forma viável de sequestrar carbono pelo solo. Nos últimos anos, muitas pesquisas (LEITE, 2002; METAY et al., 2007) voltaram-se para entender o papel da produção agrícola e pastagens sobre a dinâmica do carbono no solo. Nesse tipo de manejo, é oferecido ao animal alta disponibilidade de forragem e, na medida em que o resíduo da pastagem mantém-se elevado, o solo é preservado, pois permanece coberto por uma

camada espessa de pasto ou material morto, retendo mais umidade e diminuindo os riscos de erosão. Essa cobertura é fundamental para os ciclos de agricultura, ao manter o solo coberto para semeaduras posteriores de culturas irrigadas, no plantio direto (MARTIN-NETO et al., 2005).

Considerações Finais

O uso de fertilizantes nitrogenados é cada vez maior no Brasil, conseqüentemente, as emissões de óxido nitroso também são crescentes. Por isso, atualmente são imprescindíveis o desenvolvimento de plantas e de manejo agrícola capazes de otimizar o uso desse nutriente.

A vulnerabilidade do setor agropecuário aos efeitos da mudança global do clima tem sido um assunto pouco debatido e estudado no país, embora seja de grande interesse a contribuição econômica do setor. O estabelecimento de sólidos programas de pesquisa e desenvolvimento sobre avaliação de impactos da agricultura sobre a mudança do clima e vice versa, assim como sobre medidas de mitigação e adaptação, são urgentes, especialmente na região do Cerrado, considerada o celeiro do mundo devido à sua grande capacidade de produção de grãos.

No Brasil, poucos resultados têm sido apresentados para a comunidade científica e para a sociedade em geral. As ações de pesquisa ainda se concentram nas regiões Sul e Sudeste do país. Investigações sobre o efeito de diferentes fontes de nitrogênio na emissão de óxido nitroso ainda são escassas. Há ainda muito trabalho a ser feito, principalmente em relação às diferentes e potenciais fontes de nitrogênio utilizadas na agricultura e às condições edafoclimáticas que interferem na emissão de N_2O .

A informação da sociedade sobre a importância da produção agrícola e pecuária para a segurança alimentar e para a economia do país deve ser reforçada. A atividade agrícola deve ser vista não como um mal necessário, mas como uma atividade essencial para a

sociedade. Assim, o incentivo de produtores rurais e da sociedade em geral à tomada de consciência sobre os potenciais impactos da mudança do clima sobre a agricultura, e vice-versa, e os estímulos à formulação de projetos visando o desenvolvimento sustentável e a mitigação das emissões de gases de efeito estufa poderão ser estratégias promissoras para a conservação dos recursos naturais do planeta.

Agradecimentos

A elaboração desse estudo foi financiada, em forma de bolsas, pela Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível superior (CAPES), pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) do Brasil e pelo projeto de pesquisa número 030901050001 da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa).

Referências

- AITA, C.; CHIPINOTTO, I. C.; GICAOMINI, S. J.; HÜBNER, A. P. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 30, n. 1, p. 149-161, jan./fev. 2006.
- AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; FERNANDES, S. B. V. Leguminosas e adubação mineral como fontes de nitrogênio para o milho em sistemas de preparo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 24, n.1, p. 179-189, jan./mar. 2000.
- ANDA. ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. **Anuário estatístico do setor de fertilizantes**. São Paulo, 1986-1997.
- ANDA. ASSOCIAÇÃO NACIONAL PARA DIFUSÃO DE ADUBOS. **Estatística: principais indicadores do setor de fertilizantes**. 2009. Disponível em: <<http://www.anda.org.br/estatisticas.aspx>>. Acesso em: 10 jul. 2009.

BAGGS, E. M.; REES, R. M.; SMITH, K. A.; VINTEN, A. J. A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, Oxford, v. 16, n. 2, p. 82-87, June 2000.

BOUWMAN, A. F. Direct emissions of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 46, n. 1, p. 53-70, 1996.

BREMNER, J. M. Sources of nitrous oxide in soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 49, n. 1/3, p. 7-16, 1997.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do Solo**. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. p. 551-594.

CARVALHO, A. M. de; BUSTAMANTE, M. M. da C.; KOZOVITS, A. R.; MIRANDA, L. N. de; VIVALDI, L. J.; SOUSA, D. M. de. Emissão de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de uréia sob plantio convencional e direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 4, p. 679-685, abr. 2006.

CARVALHO, M. T. de M.; MADARI, B. E.; ALVES, B. J. R.; LEAL, W. G. O.; LANNA, A. C.; MOREIRA, J. A. A.; MACHADO, P. L. O. de A.; COSTA, A. R. da; SILVA, J. H. da; SOUZA, D. M. de. **Emissão de N₂O e volatilização de NH₃ em sistema de produção de feijoeiro comum irrigado em Latossolo no Cerrado**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2008. 23 p. (Embrapa Arroz e Feijão. Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 32).

CARVALHO, M. T. de M.; MOREIRA, J. A. A.; DIDONET, A. D.; BRAZIL, E. M.; PORTES, T. de A.; ROSA, S. A. Crescimento e produtividade de milho verde cultivado em sucessão a diferentes coberturas verdes. **Brazilian Journal of Agroecology**, Cruz Alta, v. 2, n. 1, p. 970-973, fev. 2007. Edição dos Resumos do II Congresso Brasileiro de Agroecologia, Guarapari, 2007.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Agricultura e aquecimento global. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, n.1, p. 40-44, jan./abr. 2007.

COSTA, F. S.; GOMES, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Métodos para avaliação das emissões de gases do efeito estufa no sistema solo-atmosfera. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 36, n.2, p. 693-700, 2006.

DECONTO, J. G. (Coord.). **Aquecimento global e a nova geografia da produção agrícola no Brasil**. [Brasília, DF]: Embrapa; [Campinas]: Unicamp, 2008. 82 p.

DIAS, V. P.; FERNANDES, E. Fertilizantes: uma visão global sintética. **BNDES Setorial**, Rio de Janeiro, n. 24, p. 97-138, 2006.

EMBRAPA. **Primeiro inventário brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa**: emissões de óxido nitroso (N_2O) provenientes de solos agrícolas. Brasília, DF: Ministério de Ciência e Tecnologia, 2006. 129 p.

FAGERIA, N. K. Nutrient management for improving upland rice productivity and sustainability. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, New York, v. 32, n. 15/16, p. 2603-2629, 2001.

FILOSO, S.; MARTINELLI, L. A.; HOWARTH, R. W.; BOYER, E. W.; DENTENER, F. Human activities changing the nitrogen cycle in Brazil. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 79, n. 1/2, p. 61-89, 2006.

FIRESTONE, M. K. Biological denitrification. In: STEVENSON, F. J.; BREMNER, J. M.; HAUCK, R. D.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1-42. (Agronomy Series, 22).

GIACOMINI, S. J.; JANTALIA, C. P.; AITA, C.; URQUIAGA, S. S.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso com a aplicação de dejetos líquidos de suínos em solo sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 11, p. 1653-1661, nov. 2006.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; MIOLA, E. C. C.; RECOUS, S. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 32, p. 2661-2668, out./dez. 2008. Número especial.

GOMES, J. **Emissão de gases de efeito estufa e mitigação do potencial de mitigação do aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo**. 2006. 126 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

GONÇALVES, C. E. A. **Estudo da produção de óxido nitroso em cultivo de feijão (*Phaseolus vulgaris*)**. 2002. 89 p. Dissertação (Mestrado em Geofísica Espacial) - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos.

GRANATO, L. **Adubação verde: arte antiga e ciência moderna: uma revolução na economia agrícola nacional**. São Paulo: Monteiro Lobato, 1924. 188 p.

HIEB, M.; HIEB, H. **Global warming: a chilling perspective**. 2006. Disponível em: <http://www.clearlight.com/~mhieb/wwwfossils/ice_ages.html>. Acesso em: 10 ago. 2009.

HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; CAMPO, R. J.; CRISPINO, C. C.; MORAES, J. Z.; SIBALDELLI, R. N. R.; MENDES, I. C.; ARIHARA, J. Nitrogen nutrition of soybean in Brazil: contributions of biological N₂ fixation and of N fertilizer to grain yield. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 86, n. 4, p. 927-939, 2006.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: agriculture, forestry and other land use**. National Greenhouse Gas Inventories Programme. 2006. Disponível em: <<http://www.ipcc.ch/ipccreports/metodology-reports.htm>>. Acesso em: 8 maio 2008.

IPCC. International Panel on Climate Change. **Climate change 2007: the physical science bases**. Disponível em:

<http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_ipcc_fourth_assessment_report_wg1_report_the_physical_science_basis.htm>.

Acesso em: 22 maio 2009.

JANTALIA, C. P.; ZOTARELLI, L.; SANTOS, H. P.; TORRES, E.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Em busca da mitigação da produção de óxido nitroso em sistemas agrícolas: avaliação de práticas usadas na produção de grãos do sul do País. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Ed.). **Manejo de sistemas agrícolas: impacto no sequestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa**. Porto Alegre: Genesis, 2006. p. 81-108.

JARVIS, S. C.; SCHOLEFIELD, D.; PAIN, B. Nitrogen cycling in grazing systems. In: BACON, P. E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. Sidney: Marcel Dekker, 1995. p. 381-419.

KAISER, E. A.; KOHRS, K.; KUCKE, M.; SCHUNUG, E.; HEINEMEYER, O.; MUNCH, J. C. Nitrous oxide release from arable soil: importance of N-fertilization, crop and temporal variation. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 30, n. 12, p. 1553-1563, 1998.

KEENEY, D. R. Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution. In: STEVENSON, F. J.; BREMNER, J. M.; HAUCK, R. D.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 605-647. (Agronomy series, 22).

KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. (Ed.). **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2003. 570 p.

LAGREID, M.; BOCKMAN, O. C.; KAARSTAD, O. **Agriculture fertilizers and the environment**. Wallingford: CABI Publishing, 1999. 294 p.

LARA-CABEZAS, W. A. R.; KORNDORFER, G. H.; MOTTA, S. A. Volatilização de nitrogênio da amônia na cultura de milho: I. Efeito da irrigação e substituição parcial da uréia por sulfato de amônio. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, n. 3, p. 481- 487, 1997.

LEITE, L. F. C. **Compartimentos e dinâmica da matéria orgânica do solo sob diferentes manejos e sua simulação pelo modelo Century**. 2002. 145 p. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

LIMA, M. A. de. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, DF, v. 19, n. 3, p. 451-472, 2002.

LIMA, M. A.; BOEIRA, R. C.; LUIZ, A. J. B.; CASTRO, V. L. S. S.; LIGO, M. A. V.; CABRAL, O. M. R.; VIEIRA, R. F. Estimativa das emissões de gases de efeito estufa provenientes de atividades agrícolas no Brasil. In: LIMA, M. A.; CABRAL, O. M. R.; MIGUEZ, J. D. G. (Ed.). **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 169-189.

MACHADO, P. L. O. de A. Carbono do solo e mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MARTIN-NETO, L.; SEGNINI, A.; SIMÕES, M. L.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L. da; PRIMAVESI, O. **Dinâmica e estabilidade da matéria orgânica em área com potencial para sequestro de carbono no solo**. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2005. 52 p. (Embrapa Instrumentação Agropecuária. Documentos, 17).

METAY, A.; MOREIRA, J. A. A.; BERNOUX, M.; BOYER, T.; DOUZET, J. M.; FEIGL, B.; FELLER, C.; MARAUX, F.; OLIVER, R.; SCOPEL, E. Storage and forms of organic carbon in a no-tillage under cover crops system on clayey Oxisol in dryland rice production (Cerrados, Brazil). **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 94, n. 1, p. 122-132, May 2007.

MOSIER, A. R.; WASSMANN, E.; VERCHOT, L.; KING, J.; PALM, C. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, n. 1/2, p. 11-49, Mar. 2004.

MOSS, G.; MOSS, M. **Brasil das águas: “sete rios”**. Disponível em: <http://www.brasildasaguas.com.br/brasil_das_aguas/aula_agua_brasil_rios.html>. Acesso em: 30 dez. 2009.

OSTERROHT, M. V. O que é adubação verde: princípios e ações. **Agroecologia**, Botucatu, n. 14, p. 9-11, maio/jun. 2002.

PENTEADO, S. R. **Introdução à agricultura orgânica: normas e técnicas de cultivo**. Campinas: Grafimagem, 2000. 110 p.

PEOPLES, M. B.; MOSIER, A. R.; FRENEY, J. R. Minimizing gaseous losses of nitrogen. In: BACON, P. E. (Ed.). **Nitrogen fertilization in the environment**. Sidney: Marcel Dekker, 1995. p. 565-602.

PRIMAVESI, O.; ARZABE, C.; PEDREIRA, M. dos S. (Ed.). **Aquecimento global e mudanças climáticas: uma visão integrada tropical**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2007. 213 p.

REIS, M. de S.; SOARES, A. A.; CORNÉLIO, V. M. de O.; SOARES, P. C. ; GUEDES, J. M. ; COSTA JÚNIOR, G. T. Comportamento de genótipos de arroz de terras altas sob sistemas de plantio direto e convencional. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 37, n. 4, p. 227-232, dez. 2007.

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

SANTOS, G. F. **Emissão de óxido nitroso e mineralização do carbono de plantas de cobertura e de dejetos de suínos e bovinos em plantio direto de mamona**. 2009. 100 p. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo: Biodinâmica e Manejo do Solo). Centro de Ciências Rurais, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

SANTOS, H. P.; REIS, E. M. **Rotação de cultura em plantio direto.** Passo Fundo. Embrapa Trigo, 2001. 212 p.

SMITH, K. A.; THOMSON, P. E.; CLAYTON, H.; MCTAGGART, I. P.; CONEN, F. Effects of temperature, water content and nitrogen fertilization on emissions of nitrous oxide by soils. **Atmosphere and Environment**, Oxford, v. 32, n. 19, p. 3301-3309, 1998.

STEVENSON, F. J. Origin and distribution of nitrogen in soil. In: STEVENSON, F. J.; BREMNER, J. M.; HAUCK, R. D.; KEENEY, D. R. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils.** Madison: American Society of Agronomy, 1982. p. 1-42. (Agronomy Series, 22)

TEIXEIRA, C. F. C. P. **Desnitrificação em sedimentos subtidais do estuário do Rio Douro.** 2005. 90 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente: Ambientes Costeiros) - Faculdade de Engenharia, Universidade do Porto, Portugal.

WASSMANN, R.; VLEK, P. L. G. Mitigating greenhouse gas emissions from tropical agriculture: scope and research priorities. **Environment, Development and Sustainability**, Dordrecht, v. 6, n.1/2, p. 1–9, Mar. 2004.

ZANATTA, J. A. **Emissão de óxido nitroso afetada por sistemas de manejo do solo e sistemas de manejo.** 2009. 79 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) - Faculdade de Agronomia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

