

# Avaliação das Emissões Atmosféricas de Gases de Efeito Estufa na Agropecuária

Arminda M. de Carvalho  
Thais Rodrigues Coser  
Kleber Worsley de Souza  
Bruno Rodrigues Alves  
Willian R. D. de Oliveira  
Maria Lucrécia Gerosa Ramos  
Alexsandra Duarte de Oliveira

## 1. Introdução

No Brasil, o setor agropecuário contribui com aproximadamente 22% das emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE's), entretanto, se forem somadas as emissões provenientes das mudanças no uso da terra, incluindo o desmatamento, esse percentual sobe para cerca de 80% (BRASIL, 2009). De acordo com esse cenário, o Brasil passa a ser o quinto maior emissor de GEE's e o desenvolvimento de mecanismos de mitigação torna-se um desafio para o mesmo. O dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e metano ( $\text{CH}_4$ ) são importantes GEE's. O  $\text{CO}_2$  emitido pelos solos representa perdas de carbono da matéria orgânica e de resíduos vegetais aportados, sendo condicionados pelo clima e pelo manejo do solo. O  $\text{N}_2\text{O}$  também é produzido por microrganismos do solo influenciados, principalmente, pelo teor de nitrogênio, manejo da matéria orgânica, umidade do solo e condições climáticas. Para incrementar os estoques de carbono e de nitrogênio no solo é necessária alta produção de biomassa e acúmulo de resíduos vegetais na superfície do solo. O estoque de carbono no solo está diretamente relacionado com o aumento de nitrogênio, proveniente de sistemas com rotação de culturas e plantas de cobertura, principalmente com leguminosas, representando importante prática de mitigação das emissões de GEE's. A fertilização nitrogenada e a decomposição de resíduos vegetais contribuem para as emissões de  $\text{N}_2\text{O}$  e  $\text{CO}_2$ , à medida que se incrementam a disponibilidade de N no solo e a atividade de microrganismos e de raízes (CARVALHO et al., 2006; DE KLEIN et al., 2006; HUTH et al., 2010).

O levantamento das emissões de GEE's na pecuária brasileira realizado por Bustamante et al. (2012) entre os períodos de 2003 a 2008, destacou, principalmente, as seguintes fontes emissoras de GEE's: 1) desmatamento resultando em estabelecimento de pastagens e posterior queima da vegetação derrubada; 2) queima do pasto e; 3) fermentação entérica bovina. As emissões totais associadas à pecuária no Cerrado variaram entre 229 e 231 Mt CO<sub>2</sub>eq, e no resto do país, de 84 a 87 Mt CO<sub>2</sub>eq. Os autores também observaram que o conjunto completo das emissões provenientes da pecuária é responsável por aproximadamente metade de todas as emissões brasileiras (estimada em cerca de 1,055 Mt de CO<sub>2</sub>eq em 2005). Portanto, o potencial de redução das emissões de gases de efeito estufa proporcionados pela pecuária brasileira pode ser alto, e se bem conhecido, constitui uma oportunidade para a mitigação das emissões no Brasil.

A emissão de metano representa perda de carbono e de energia pelo animal (HOLTER; YOUNG, 1992), assim, a redução na emissão desse gás, além de trazer benefícios ao meio ambiente, proporciona maior produtividade pelo animal. Dentre as alternativas para a mitigação de gases de efeito estufa pela pecuária destacam-se a melhoria da qualidade da dieta pela utilização de forragens de melhor valor nutritivo e manejo adequado da pastagem (DERAMUS et al., 2003; LASSEY, 2007). A criação de bovinos em pastagens bem manejadas e produtivas implica na melhoria do desempenho produtivo e dos coeficientes técnicos, como a taxa de natalidade, redução da idade ao abate e redução da mortalidade. Esses parâmetros também podem reduzir proporcionalmente as emissões de metano por ruminantes. De acordo com Barioni et al. (2007), o aumento da taxa de natalidade de 55% para 68%, a redução na idade de abate de 36 para 28 meses e a redução na mortalidade até 1 ano de 7% para 4,5%, permitiria que em 2025, a produção de carne no Brasil aumentasse em 25,4% e as emissões de metano em relação ao equivalente carcaça produzido fossem reduzidas em 18%. Em resumo, toda ação que melhore a eficiência do sistema de produção reduz proporcionalmente a emissão de metano, uma vez que mais produto (carne, leite, lã, etc.) será produzido em relação aos recursos utilizados.

O investimento na recuperação de pastagens degradadas seria outra estratégia mitigadora de impacto (IPCC, 2006). Pastagens (nativas e cultivadas) representam a segunda maior fonte potencial global de seqüestro de carbono (C), com capacidade de drenar da atmosfera 1,7 bilhão de toneladas por ano, ficando atrás somente das florestas, cuja capacidade estimada chega a 2 bilhões de toneladas de C por ano (FAO, 2006). O uso de práticas de manejo adequadas em pastagens, sobretudo de reposição da fertilidade do solo, possibilita o acúmulo de C no solo a uma taxa de 0,3 t C ha<sup>-1</sup>

ano<sup>-1</sup> (IPCC, 2000), o que corresponde aproximadamente à mitigação de 1,1 t CO<sub>2</sub>eq ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. Esse valor, bastante conservador, seria suficiente para anular cerca de 80% da emissão anual de metano de um bovino de corte adulto, estimada em 57 kg (IPCC, 1996), que equivale a 1,42 t CO<sub>2</sub> (57 kg de CH<sub>4</sub> ano<sup>-1</sup> x potencial de aquecimento global do gás (PAG=25) correspondendo a 1,42 t CO<sub>2</sub>eq).

A inclusão do componente arbóreo em pastagens aumentaria significativamente esse efeito mitigador de carbono atmosférico, com potencial para anular ou mesmo deixar o balanço de carbono positivo nesses sistemas (captações de carbono equivalente maiores do que as emissões). Dessa forma, a associação de pastagens bem manejadas com o componente arbóreo, por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (iLRF), seria uma estratégia mitigadora de grande impacto para os sistemas de produção agropecuários.

Aproximadamente, metade do bioma Cerrado foi incorporada ao processo produtivo por meio do desmatamento, sendo que as pastagens, as culturas graníferas (milho, soja, feijão) e mais recentemente, a cultura de cana-de-açúcar ocupam a maior parte dessas áreas atualmente (SANO et al., 2008). A temática sobre mudanças climáticas globais e o papel dos gases de efeito estufa (GEE's) tomaram maiores proporções na década de 1990 e início da década de 2000, quando foram quantificados aumentos expressivos nas concentrações na atmosfera do gás carbônico (CO<sub>2</sub>), metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O), resultantes da atividade antrópica (LAL, 2004).

O setor agrícola brasileiro contribui com aproximadamente 22% das emissões antrópicas de GEE's e, considerando que as mudanças no uso e manejo do solo podem causar alterações no ciclo do carbono, o papel da agropecuária pode ser ainda maior (CERRI et al., 2006). Os gases emitidos pelos solos representam perdas na matéria orgânica e nos fertilizantes aportados, sendo as emissões condicionadas pelo clima e pelo manejo do solo e das culturas (CARVALHO et al., 2009). No caso das pastagens, estima-se que entre 70 e 80% da área apresenta baixa produtividade, contribuindo para a diminuição dos aportes de carbono no solo e, conseqüentemente, para a diminuição da produtividade animal, acarretando em menores taxas de desfrute e em maiores perdas de metano por unidade de carne produzida (VILELA et al., 2011).

Uma das estratégias para mitigar as emissões é a intensificação ecológica dos sistemas agrícolas e pecuários. Conceitualmente, considera-se que os sistemas integrados são sistemas de produção ecologicamente Intensivos e de alto valor ambiental (LEMAIRE et al., 2014). A intensificação ecológica significa conceber uma agricultura produtiva, econômica em insumos externos e menos nociva ao meio

ambiente. Neste modelo, busca-se criar condições para que os mecanismos naturais dos ecossistemas sejam intensificados, em vez de subsidiar diretamente a produção com insumos. Isso significa, eliminar ou reduzir as operações de preparo do solo e dessa forma otimizar o funcionamento do mesmo; usar plantas de cobertura e assim favorecer o desenvolvimento de minhocas e fixar o carbono no solo; praticar o pousio melhorado para maximizar o período de fotossíntese, a produção de biomassa e a fixação biológica do nitrogênio. Assim, ao atender alguns destes preceitos, os sistemas agropecuários integrados, baseados no plantio direto, na rotação de culturas, no uso de plantas de cobertura em suas diferentes modalidades de integração (lavoura-pecuária, lavoura-floresta e pecuária-floresta), podem representar importante estratégia de mitigação das emissões de GEE's.

O sistema plantio direto (SPD) com rotação de culturas e uso de plantas de cobertura tem sido considerado como uma alternativa promissora em detrimento aos sistemas agrícolas convencionais, contudo, os resultados encontrados na literatura sobre o papel do SPD no sequestro de carbono são ainda controversos. Para que este sistema seja sustentável, é fundamental um bom manejo do solo, associado às práticas conservacionistas de caráter mecânico, edáfico e vegetativo, dentre as quais, a rotação de culturas e o uso de plantas de cobertura são extremamente importantes. E, mesmo conhecendo-se os inúmeros benefícios da sucessão de culturas com uso de plantas de cobertura, essas práticas são pouco utilizadas em SPD no Cerrado devido à limitação de oferta hídrica, já que nesse bioma é comum um período de 5 a 6 meses sem a ocorrência de chuvas. Além disso, existe uma enorme dificuldade em sincronizar o cultivo das plantas de cobertura com as épocas de semeadura e os sistemas de manejo (rotação, sucessão, consórcio) das culturas comerciais. Uma das estratégias para a melhoria na qualidade do plantio direto é a integração com pastagens que tem potencial para uso como cobertura de solo (VILELA et al., 2011). Considerando que a área total cultivada com soja e milho no Brasil é de aproximadamente 37 milhões de hectares, e dos quais 70% já utilizam o sistema plantio direto, fica claro que há um enorme potencial para a melhoria desse sistema.

As mudanças de uso e de práticas de manejo do solo, visando o aumento do estoque de carbono no solo, representam uma estratégia importante para a redução da concentração de CO<sub>2</sub> atmosférico. Existe ainda uma lacuna sobre os resultados da pesquisa sobre a efetividade desses sistemas de manejo na retirada do CO<sub>2</sub> da atmosfera e por quanto tempo ele é mantido no ecossistema. Os sistemas de manejo do solo devem ter como objetivo, além da produção primária de qualidade, o aumento dos teores de matéria orgânica do solo. O plantio direto, aliado a práticas

como a rotação de culturas e pastagens é apontado como a forma de manejo do solo mais adequada para conciliar produtividade com sustentabilidade (SALTON, 2005).

Os estoques atuais de carbono orgânico do solo (COS) e nitrogênio (N) são definidos pelos estoques originais e pelos diferentes usos e manejos do solo, os quais afetam os fluxos entre os compartimentos do C no solo, na vegetação, na água e na atmosfera (LAL, 2002). Na sua condição natural, os solos apresentam grande variabilidade espacial e temporal de seus atributos. A complexidade desta situação é aumentada pelas mudanças de uso do solo e práticas de manejos na atividade agrícola. O estoque de COS na camada superficial (0-30 cm) é de aproximadamente 800 Pg (1 Pg = 1015 g), quantidade considerada similar àquela presente na atmosfera (CERRI et al., 2006). Entretanto, as mudanças no uso e manejo do solo podem propiciar alterações no estoque de COS e, como consequência, aumentar as emissões dos gases de efeito estufa para a atmosfera (CARVALHO et al., 2009).

O uso de plantas leguminosas com capacidade de fixar nitrogênio do ar atmosférico e de outras espécies vegetais com altos aportes de N podem promover reduções nas quantidades de fertilizantes nitrogenados aplicados e contribuir para a mitigação das emissões de GEE's, como por exemplo o CO<sub>2</sub> e o N<sub>2</sub>O. Por outro lado, poderá também favorecer as emissões de N<sub>2</sub>O, já que o nitrogênio estocado ou acumulado pelo uso de leguminosas, dependendo das condições bióticas e abióticas do solo, retornará para a atmosfera na forma de N<sub>2</sub>O (ROCHETTE; JANZEN, 2005; HUTH et al., 2010). Mas, como uma prática alternativa e complementar ao fornecimento de nitrogênio por meio de fertilizantes, o uso destas plantas deverá ser favorável à mitigação de N<sub>2</sub>O (CARVALHO, 2005).

Para melhor predição dos efeitos das mudanças no uso da terra sobre a dinâmica do carbono do solo e emissões de GEE's, tem sido recomendado a formulação de políticas ambientais, agrícolas, sociais e econômicas, e o uso de métodos analíticos, e de simuladores computacionais. Estes simuladores otimizam o entendimento da dinâmica do C do solo e são úteis no planejamento do uso da terra, na quantificação dos efeitos das mudanças ambientais, e no desenvolvimento de estratégias que auxiliem na mitigação dos efeitos negativos dessas mudanças (LEITE et al., 2004).

## 2. Produção de N<sub>2</sub>O e NO do solo e co-variáveis

Os óxidos de nitrogênio são produtos das reações de nitrificação e desnitrificação (Figura 1). A nitrificação produz relativamente mais NO do que N<sub>2</sub>O,

e a desnitrificação é o processo dominante na produção de  $N_2O$  (DAVIDSON et al., 1993). A nitrificação é favorecida pela presença de  $NH_4^+$ , por condições adequadas de aeração do solo e pela maior ciclagem de nitrogênio no sistema (DAVIDSON et al., 2000). O pH do solo também é uma variável importante, pois as taxas de nitrificação aumentam com a diminuição da acidez do solo, ou seja, com aumento do pH. Bactérias nitrificadoras como *Nitrosomonas* e *Nitrospira* são os principais gêneros que oxidam  $NH_4^+$  a  $NO_2^-$ , e as bactérias do gênero *Nitrobacter*, são responsáveis pela segunda etapa do processo, que tem como produto o  $NO_3^-$ . Esses organismos são favorecidos por condições de pH superiores a 5,0 o que é comum em áreas agrícolas, normalmente sob aplicação de calcário. Solos bem drenados favorecem a nitrificação por ser um processo aeróbico, porém a umidade e temperatura são fatores importantes para otimizá-lo (PAUL; CLARK, 1996).

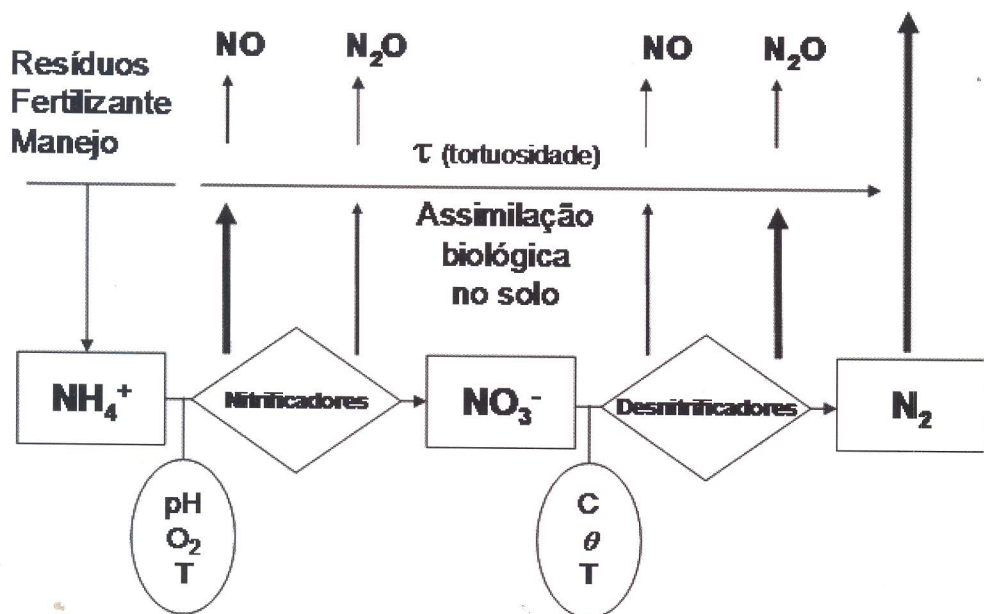


Figura 1. Modelo conceitual sobre a produção de  $N_2O$  no solo e variáveis relacionadas  
 Fonte: Davidson et al. (2000).

O nitrato ( $NO_3^-$ ) pode se acumular no solo quando produzido além da demanda de microrganismos e plantas, potencializando as reações de desnitrificação (Matson et al., 1999). A umidade do solo, ou o seu grau de saturação, é fundamental nesse processo, tal como foi demonstrado por Linn e Doran (1984). O processo

de desnitrificação depende da difusão do  $O_2$  da atmosfera para o interior do solo, e sempre que a difusão é restringida e o  $O_2$  existente é consumido, formam-se os microsítios anaeróbicos no solo. Dessa forma, a proporção dos gases que escapa durante o processo de desnitrificação também vai depender do caminho que terão que percorrer até chegar à superfície, ou da tortuosidade do solo. Nas condições em que o solo está altamente saturado com água, próximo a 80% do volume de poros, e a tortuosidade é elevada, diminuem as chances de fluxos de NO do solo, sendo  $N_2O$  e  $N_2$  as formas predominantes emitidas para a atmosfera. Essa situação se inverte claramente quando a saturação dos poros com água é baixa, normalmente inferior a 50% (DAVIDSON et al., 1993; DOBBIE et al., 1999). A temperatura também é uma variável essencial nas emissões de  $N_2O$  do solo. Para muitos processos biológicos, observam-se valores de  $Q_{10}$  (fator de aumento da velocidade de uma reação em função de um aumento de 10 °C na temperatura) da ordem de 2 a 3, sendo esta faixa mais larga para a produção de  $N_2O$  no solo (DOBBIE et al., 1999; SKIBA; SMITH, 2000), indicando que pequenas variações de temperatura do solo têm grandes efeitos nas emissões desse gás.

Quando a disponibilidade de  $NO_3^-$  e  $NO_2^-$  no solo é alta, o carbono orgânico é o fator limitante às reações de desnitrificação (DRURY et al., 1991; MCKENNEY et al., 1995). Um estudo realizado em condições controladas, com Latossolo distrófico da região de Piracicaba, SP, que não recebia resíduos vegetais, mostrou que quando o solo foi umedecido até aproximadamente 50% da saturação dos poros com água e fertilizado com N, somente apresentou altos fluxos de  $N_2O$  após tratamento com solução de açúcar (FLORES et al., 2007). Esses resultados indicam que havia limitação de fonte redutora no solo, que é fundamental para o processo de desnitrificação.

### 3. Emissões Atmosféricas de Gases de Efeito Estufa em Sistemas de Produção

#### 3.1. Sistemas agropecuários

No Brasil, a quantificação das emissões de  $N_2O$  de solos agrícolas é recente, e tem sido realizada em grandes culturas, como a de cana-de-açúcar (CARMO et al. 2013; PAREDES et al., 2013), soja e milho (CARVALHO et al., 2014), além de outros estudos focados em pastagens (SORDI et al., 2013) e capim-elefante para produção de energia (MORAIS et al., 2013). Em geral, o objetivo destes estudos é a avaliação de insumos como fertilizantes e resíduos, com vistas a melhorar os fatores de emissão direta de  $N_2O$  para serem usados no país (ALVES et al., 2012). O fator de emissão de  $N_2O$  permite estimar a quantidade de  $N_2O$  emitida de determinada fonte de N, sendo expresso em  $kg\ N-N_2O\ kg^{-1}\ N$  da fonte, ou mesmo em termos percentuais.

Os fatores de emissão estão associados ao uso da diretriz metodológica do Painel Internacional de Mudanças Climáticas (IPCC) para as estimativas de emissão de  $N_2O$  de solos agrícolas para fins de inventário (IPCC, 1996, 2006).

Desde 2004, a cultura da soja vem sendo plantada em área superior a 20 milhões de hectares, dos quais 80% se encontram na região Sul e Centro Oeste do país. Na maioria das áreas, a cultura não recebe fertilização nitrogenada, e a contribuição da fixação biológica de nitrogênio (FBN) para a planta se encontra entre 70 e 80% (ALVES et al., 2003). Por outro lado, leguminosas para adubação verde são pouco cultivadas na grande área de produção de grãos, embora sejam recomendadas para as rotações de culturas pelo seu potencial de adição de N derivado da FBN ao sistema, processo fundamental para o seqüestro de C no solo (SISTI et al., 2004).

Na 1ª. Comunicação Nacional sobre emissões de  $N_2O$  pela agricultura brasileira, a FBN representou 26,4 Gg, ou 5% das emissões deste gás de solos agrícolas. Essas estimativas foram baseadas na metodologia proposta pelo IPCC (1997), que considerava que 1,25% do N derivado do processo de FBN era emitido como  $N_2O$ . Porém, pela falta de evidência de que o  $N_2O$  fosse produzido pela FBN, esta não é mais considerada uma fonte direta de  $N_2O$  para a agricultura (IPCC, 2006).

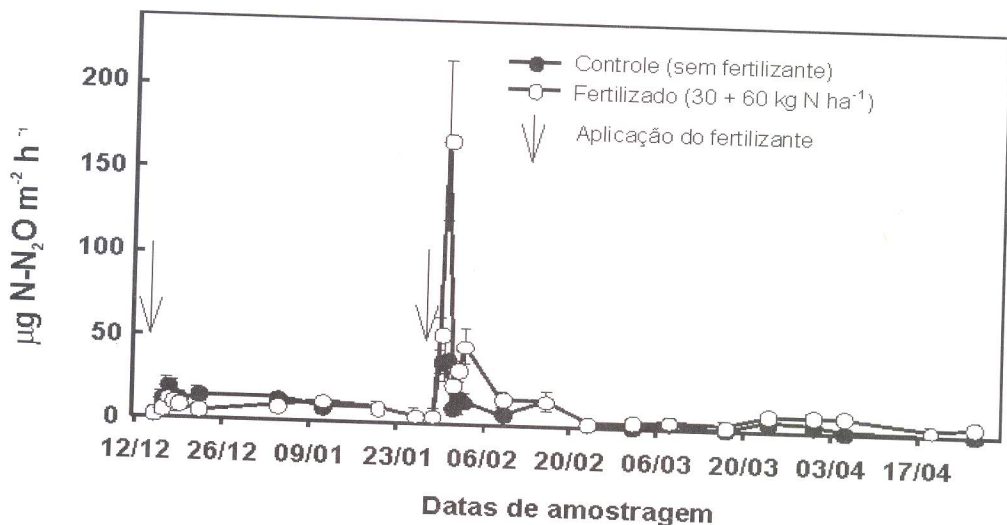
Independente do local de estudo, os fluxos de  $N_2O$  não mostraram relação com a FBN associada à cultura, reforçando a conclusão do IPCC (2006) de desconsiderar este processo biológico como fonte direta de  $N_2O$ . As maiores taxas de FBN ocorrem no período próximo da floração até a formação de vagens (ALVES et al., 2002), e durante estes estádios de desenvolvimento da planta, deveriam ocorrer altos fluxos de  $N_2O$  com valores próximos a  $100 \text{ mg N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ , o que não foi observado nos estudos desenvolvidos por Jantalia et al. (2008). Os resultados encontrados mostram que os maiores fluxos de  $N_2O$  ocorrem no início e final de ciclo da cultura da soja, e estes estão associados à decomposição de resíduos vegetais, especialmente na fase final, quando ocorre a senescência de folhas e nódulos.

A cultura do milho é a segunda mais plantada no país, ocupando uma área de aproximadamente 12 milhões de hectares, considerando-se a primeira e a segunda safra (safrinha). A aplicação de fertilizante nitrogenado é fundamental para a garantia de altas produtividades, sendo a ureia a fonte de N mais utilizada no país. Essas aplicações de fertilizantes nitrogenados provocam aumentos significativos nas emissões de  $N_2O$  do solo (IPCC, 2006).

A fertilização do arroz resultou em grandes fluxos de  $N_2O$  com a adição de  $60 \text{ kg N ha}^{-1}$  de ureia em cobertura (Figura 2) a qual coincidiu com ocorrência de fortes chuvas (COSTA et al., 2007). No entanto, este efeito da fertilização ficou restrito aos primeiros cinco dias após a sua aplicação. Com a integração dos fluxos de  $N_2O$  para



o período de 133 dias, 354 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> foram produzidos no tratamento fertilizado com ureia, enquanto 235 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup>, no tratamento controle, não fertilizado. Dessa forma, 119 g N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> foram produzidos pela adição de 90 kg N ha<sup>-1</sup> na forma de ureia na cultura do arroz, o que representaria um fator de emissão para o fertilizante, nas condições estudadas, de 0,13%. Resultado semelhante foi encontrado por Metay et al. (2007) na mesma localidade e para a mesma cultura, mostrando que a produção de NO também foi elevada, confirmando a condição mais favorável à nitrificação nos Latossolos de regiões mais quentes (tropicais).



**Figura 2.** Fluxos de N<sub>2</sub>O na cultura do arroz de terras altas sob plantio direto em Latossolo de Santo Antônio de Goiás, GO.

Fonte: Costa et al. (2007).

A decomposição de resíduos vegetais é um dos processos considerados pelo IPCC (2006) como responsáveis pelas emissões diretas de N<sub>2</sub>O do solo. Nesse caso, o uso de leguminosas para a adubação verde ou cobertura de solo, que introduz altas quantidades de N no solo, pode significar maiores emissões de N<sub>2</sub>O. Um único estudo sobre emissões de gases de nitrogênio feito com leguminosas para cobertura do solo, em plantio direto ou com incorporação dos resíduos vegetais, foi conduzido em Planaltina, sob Latossolo cultivado com milho, na região dos Cerrados. A presença dos resíduos das leguminosas, não foi suficiente para produzir altos fluxos de N<sub>2</sub>O. Porém, foram obtidos fluxos elevados de NO (Tabela 1), sugerindo que nas condições de clima e solo do experimento, a nitrificação era o processo responsável pela produção de óxidos de nitrogênio (CARVALHO, 2005).

**Tabela 1.** Emissões anuais de NO em Latossolo Vermelho Amarelo argiloso cultivado com milho em sistema plantio direto e com incorporação dos resíduos de duas leguminosas e vegetação espontânea.

Plantas de cobertura	Sistema de preparo do solo	Emissão NO (g N ha <sup>-1</sup> )*
Mucuna-cinza	Plantio direto	80
Crotalária juncea	Plantio direto	60
Vegetação espontânea	Plantio direto	60
Mucuna-cinza	Incorporação	60
Crotalária juncea	Incorporação	70
Vegetação espontânea	Incorporação	40

Fonte: adaptado de Carvalho (2005).

Os fatores de emissão encontrados para algumas culturas fertilizadas, sob diferentes manejos e tipos de solos, variaram de 0,03 a 0,40%, com um valor médio de 0,16% (referência bibliográfica = IPCC, 2006). Esses números foram estimados considerando-se que todo o N adicionado permaneceu no local, ou seja, assumindo-se que não existem perdas. Como essas perdas sempre ocorrem, pode-se dizer que os fatores de emissão estão subestimados. De acordo com o IPCC (2006), a volatilização de amônia e a lixiviação de nitrato são vias de perda que devem ser consideradas nos cálculos de emissões de N<sub>2</sub>O. A primeira deverá ser estimada em 10% do N aplicado, e a última, em 30%. O cálculo dos fatores de emissão foi feito pela razão das emissões de N<sub>2</sub>O dos fertilizantes e o total de N aplicado, entretanto, seria importante utilizar no denominador somente a quantidade de N que permaneceu no sistema, descontando-se as perdas. Essa é a maior limitação para a correta estimativa dos fatores de emissão em solos brasileiros. Não existem dados na literatura sobre perdas de N por lixiviação de nitrato, e são poucas as informações sobre volatilização de amônia de fertilizantes, tornando muito difícil e incerto o estabelecimento de um valor médio global para se estimar quanto do N do fertilizante aplicado está sujeito a perdas por esses processos. Lara-Cabezas et al. (1997) mediram perdas da ordem de 70% do N na forma de ureia aplicada em cobertura sob plantio direto, enquanto Hungria et al. (2006) mediram perdas da ordem de 15 a 25% do N adicionado como ureia. Esses poucos dados sugerem maiores perdas de N por volatilização de amônia em sistema plantio direto quando a ureia é aplicada na superfície, mas quando o fertilizante é enterrado, as perdas por volatilização de amônia são mínimas (LARA-CABEZAS et al., 1997). Em um estudo com fertilizante marcado com o isótopo <sup>15</sup>N, Alves et al. (2006) mostraram que em Latossolo Vermelho de Cerrado, a aplicação de sulfato de amônio nas culturas do milho e algodão resultou em perdas totais de N do fertilizante da ordem de 30%, porém, essa fonte é pouco representativa para os sistemas de produção de grãos do país. Além disso,

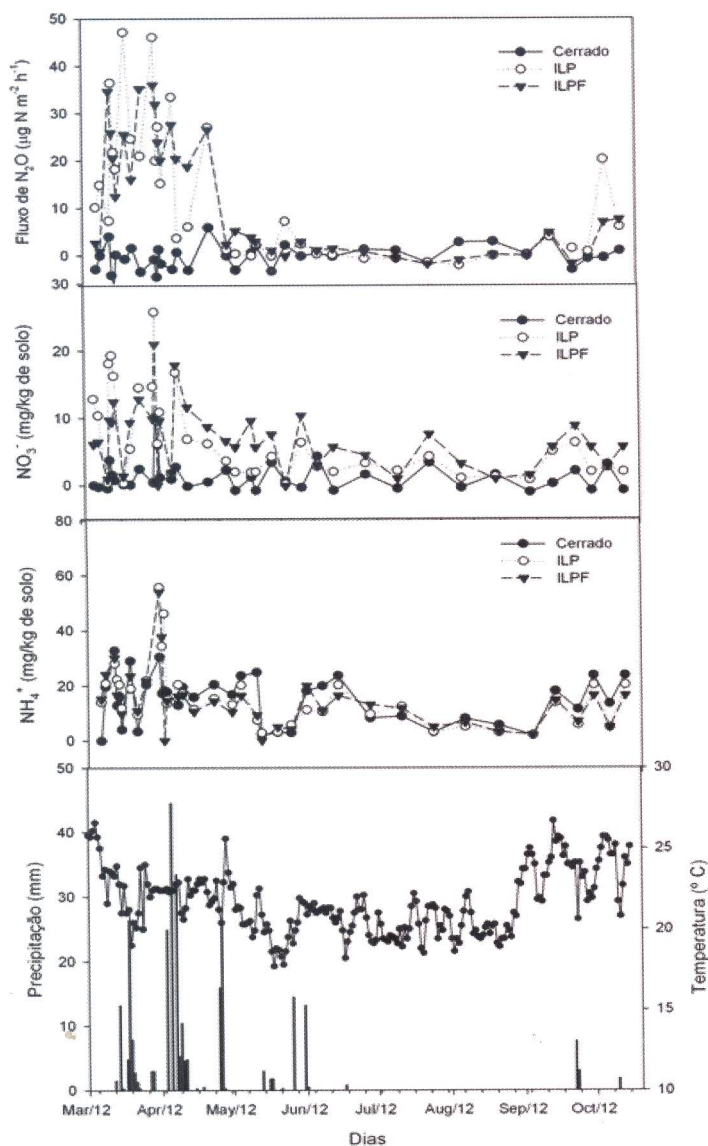
as perdas por volatilização de amônia do sulfato de amônio são bem menores do que as observadas para uréia (LARA-CABEZAS et al., 1997). A falta de informação sobre essas perdas faz com que os valores recomendados pelo IPCC (2006) sejam os melhores a serem utilizados. Assim, considerando-se que somente 60% do N aplicado ficam no sistema (IPCC, 2006), o fator de emissão médio, anteriormente estimado em 0,16%, medido seria de 0,26, próximo do limite inferior do intervalo de incerteza proposto pelo IPCC para esse parâmetro (0,3 a 3%). Porém, quatro vezes menor do que o valor médio de 1% usado em inventários. Por outro lado, considerando-se somente os dados obtidos em Latossolos, que representam a maioria das situações avaliadas, o fator de emissão direta médio, corrigido para perdas de N, seria de 0,17, seis vezes menor que o proposto pelo IPCC (2006).

É importante mencionar que o N perdido pode se depositar em outro local, e após transformação no solo, ainda contribuir para emissões de  $N_2O$ , devendo ser contabilizado como emissão indireta (IPCC, 2006).

A modernização da agropecuária no Cerrado resultou em aumento de produtividade, gerado por aplicações de altas doses de fertilizantes e a expansão para novas áreas, incrementando o desmatamento que, a longo prazo, pode potencializar os agroecossistemas como fontes de GEEs. Para minimizar os impactos negativos, a região vem adotando novas tecnologias, como o Sistema Plantio Direto, a Integração Lavoura-Pecuária e Lavoura-Pecuária-Floresta, permitindo que os produtores possam incrementar a produtividade juntamente com a qualidade do ambiente. Assim, esses sistemas integrados geram um ambiente diversificado, criando melhores condições para a microbiota do solo e contribuem para a mitigação dos gases de efeito estufa (BAGGS; PHILLIPOT, 2010).

O solo com pastagem implantada sob o sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) na Embrapa Cerrados apresentou os maiores fluxos em relação à área de integração lavoura-pecuária-floresta (ILPF), com a maioria dos picos mostrando valores acima de  $10 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  e atingindo até  $40 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ . Essas emissões mais intensas podem ser explicadas devido à maior produção de biomassa vegetal na área de ILP, onde não ocorreu o sombreamento das árvores de *Eucalyptus urograndis*. Com maior produção de biomassa, a deposição de material vegetal sobre o solo se torna mais intensa, aumentando, assim, o aporte de resíduos em processo de decomposição, conseqüentemente, a disponibilidade de N para a microbiota do solo (BAGGS et al., 2000). O fluxo de  $40 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$  medido no mês de novembro no Sistema ILP, provavelmente, deve-se ao acúmulo de chuva que ocorreu depois de um longo período de estresse hídrico. Os picos de emissão no Sistema ILP correspondem aos maiores teores de N na forma de nitrato no solo, indicando que ocorreu nitrificação de N na forma orgânica. As emissões de óxido nitroso no Cerrado Nativo são, em

sua maioria, aproximadamente zero, e em alguns casos, possuem valores negativos (Figura 3).



**Figura 3.** Emissão de  $N_2O$ , teores de  $NO_3^-$  e  $NH_4^+$  na camada de 0-5 cm do solo e precipitação pluviométrica, no período de março a outubro de 2012.<sup>2</sup>

<sup>2</sup> Trabalho de autoria de Armanda M. Carvalho, Embrapa Cerrados (dados não publicados).

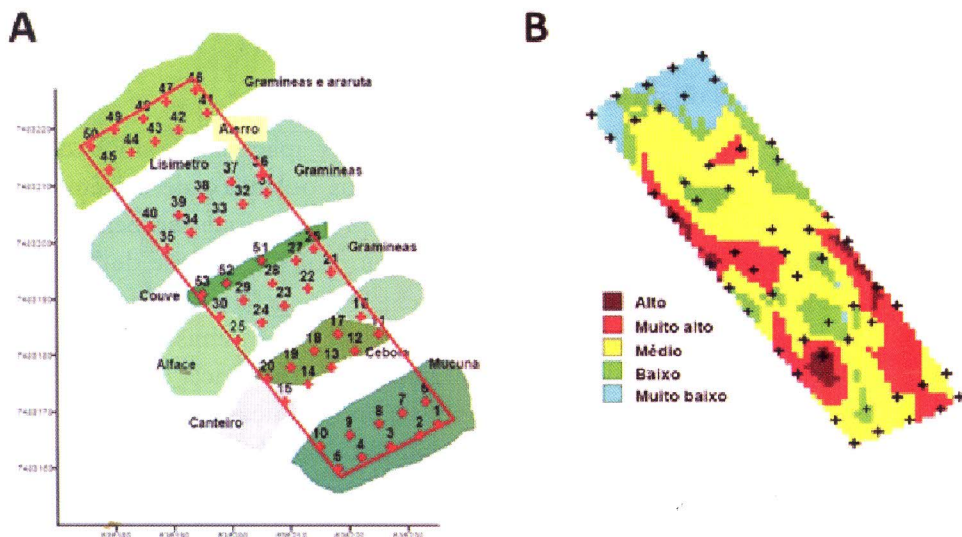
Em sistemas de consórcio de milho e forrageiras no Cerrado e sob Latossolo os fluxos de  $N_2O$  imediatamente e até cinco dias após a aplicação de nitrogênio em cobertura (dia 11/01/2012) tenderam a aumentar em estudo desenvolvido por Coser et al. (2013). Neste mesmo estudo, e para o mesmo período, os maiores e menores fluxos de  $N_2O$  observados foram nos tratamentos de milho consorciado com *P. maximum* cv. Aruana ( $57 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) aos cinco dias após a aplicação de N, e o milho exclusivo ( $5 \mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) um dia após a aplicação de N, respectivamente. O milho consorciado com *P. maximum* apresentou durante os seis dias após a primeira cobertura de N os maiores fluxos de  $N_2O$ , seguido do tratamento de milho em consórcio com *Brachiaria humidicola*. Segundo os autores do trabalho, esses resultados indicam que, provavelmente, as gramíneas forrageiras acumularam (imobilizaram) nitrogênio, e este, foi então disponibilizado (mineralizado) após sua dessecação e adição de fertilizante nitrogenado ao solo, o qual promoveu redução na razão C/N do solo, resultando em maior emissão de  $N_2O$  (CARVALHO et al., 2010). O carbono presente nessas gramíneas forrageiras deve ser de menor recalcitrância, ou seja, associado a compostos menos lignificados (CARVALHO et al., 2011; CARVALHO et al., 2012). Além disso, estudos mostram que a capacidade de desnitrificação do solo aumenta com o incremento de carbono mais lábil no solo (DRURY et al., 1991). Para estes mesmos sistemas de manejo, Coser et al. (2012) observaram que o carbono orgânico particulado (quando analisado pelo método Mebius) foi superior nos tratamentos com milho consorciado em relação ao milho exclusivo.

### 3.2. Sistemas de produção de hortaliças

A produção de hortaliças normalmente requer aplicação de doses elevadas de N na forma de fertilizantes sintéticos ou adubos orgânicos de origem animal e vegetal, além de serem comuns os sistemas de produção que recebem irrigação (ANDRADE JUNIOR et al., 2011). Assim, a maior disponibilidade de N no solo e também de fontes de carbono lábeis, juntamente com o efeito da água, que reduz temporariamente a aeração do solo, são indicativos de que as emissões de  $N_2O$  em sistemas de produção de hortaliças podem ser de grande relevância.

As emissões de  $N_2O$  de solos cultivados com hortaliças estão relacionadas às práticas utilizadas nos sistemas de produção. Compostos orgânicos, esterco e adubos verdes correspondem a importantes insumos comumente usados para fornecimento de N para as plantas, além dos fertilizantes sintéticos. As diferentes combinações entre esses insumos e com outras práticas para manejo do solo e da água representam grande desafio para se trabalhar com fatores de emissão de  $N_2O$  para as diferentes espécies utilizadas nos sistemas de produção, ou mesmo para simples caracterização do impacto desses sistemas nas emissões de  $N_2O$ .

Algumas informações existentes sobre as emissões de  $N_2O$  em sistemas de produção de hortaliças foram obtidas em Seropédica, no Rio de Janeiro, em sistema orgânico de produção (JANTALIA et al., 2005). O monitoramento de fluxos de  $N_2O$  foi feito em diferentes áreas da fazenda de produção, compreendendo áreas de pastagem de capim colonião (não havia animais na área), de sistema consorciado de banana e leguminosas, de sistema consorciado de cafeeiro com leguminosas, e de produção de hortaliças com o uso de esterco e adubação verde com mucuna cinza (*Mucuna pruriens*). As emissões de  $N_2O$  do solo foram acompanhadas por um período relativamente curto, porém foi possível observar que a ocorrência de chuvas elevou os fluxos de  $N_2O$  do solo, sendo o efeito mais pronunciado na seguinte ordem: canteiro de hortaliça > cafeeiro > bananeiras > pastagem. O efeito da chuva na saturação dos poros do solo com água foi mais pronunciado na área do cafeeiro, seguido da área com canteiro de hortaliças, não sendo muito diferentes entre as duas últimas áreas. Com exceção da área de pastagem, as demais apresentavam concentrações mais elevadas de  $NO_3^-$  no solo. Outras variáveis, como a textura, o pH do solo e razão C:N foram avaliadas nessas áreas para que fosse possível a aplicação de um modelo de avaliação ambiental (XAVIER, 1992) na mesma fazenda, mas em outra área de canteiros usada para produção de hortaliças. A área foi georreferenciada (Figura 4A) e um mapa com o potencial de produção de  $N_2O$  foi gerado (Figura 4B).



**Figura 4.** Pontos de amostragem de variáveis de solo relacionadas às emissões de  $N_2O$  do solo (A), e mapa com diferentes expectativas de emissão de  $N_2O$  em função das condições do solo sob diferentes usos para produção de hortaliças.

Fonte: adaptado de Jantalia et al. (2005).

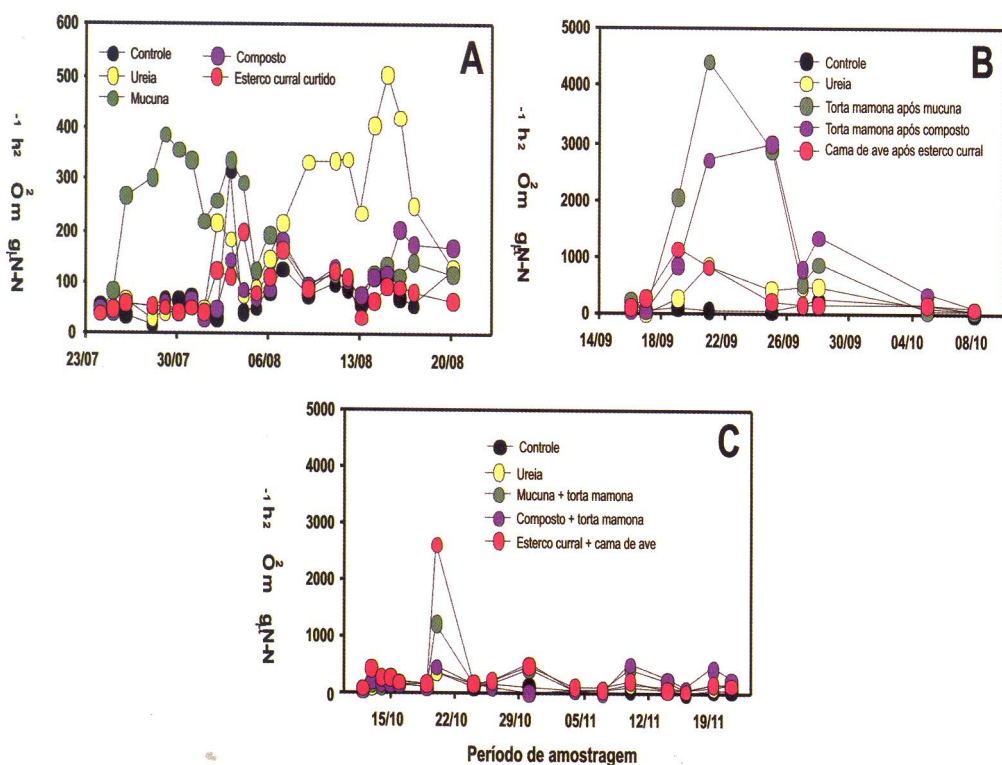
As áreas com tons mais escuros (Figura 4B) apresentavam os mais altos potenciais de produção de  $N_2O$ , associados aos canteiros onde, na ocasião, havia cultivo de hortaliças. Os canteiros em pousio, onde proliferavam gramíneas, apresentaram os menores potenciais de emissão de  $N_2O$ . As condições de solo que favoreciam a maior saturação do espaço poroso do solo com água foram determinantes para as estimativas de potencial de emissão de  $N_2O$  feitas por Jantalia et al. (2005), mas o fato de haver intensa utilização de esterco e da adubação verde nos canteiros cultivados foi determinante para o resultado encontrado. Como mencionado, a limitação de oxigênio associada à disponibilidade de N do solo e de fontes lábeis de C são fundamentais para a produção de  $N_2O$  (SMITH et al., 2003).

Existe ainda muita discussão sobre a indução de produção de  $N_2O$  do solo pelas fontes de N aplicadas para fertilizar as lavouras. Alves et al. (2012) compilaram diversos resultados relacionados ao uso de fertilizantes nitrogenados, especialmente ureia, e concluíram que resultariam em fator de emissão médio de  $0,0031 \text{ kg N-N}_2\text{O kg}^{-1}$  de N aplicado ao solo, aproximadamente um terço do que é considerado como um valor médio global pelo IPCC (2006). Esta estimativa apresentou elevada incerteza associada à influência das variáveis climáticas, edáficas e do manejo de cada local, onde as medições foram realizadas.

Em sistemas de produção de hortaliças, os fertilizantes sintéticos, material vegetal usado como adubo verde e esterco são fontes de  $N_2O$ , e o fato de não se conhecerem bem como se comportam em relação à produção deste gás no solo, faz com sejam considerados semelhantes, o que significa que as emissões induzidas por cada um são estimadas com um único fator de emissão (IPCC, 2006). Tendo em vista a grande diferença na disponibilidade de N do solo após o uso dessas diferentes fontes de N (SILVA; MENEZES, 2007), é muito importante que se realizem estudos para melhor avaliar seus efeitos na produção de  $N_2O$ .

Santos (2013) quantificou os fluxos de  $N_2O$  de diferentes fontes de N usadas em sistema de produção de beterraba seguido de plantio de alface. A ureia foi a fonte sintética de N, aplicada no plantio na dose de  $30 \text{ kg N ha}^{-1}$ , e em cobertura na dose de  $60 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Avaliaram-se também a adubação verde com mucuna ( $209 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) associada a uma adubação de cobertura com  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  de torta de mamona, adubação com composto orgânico ( $150 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) aplicado no plantio com complementação em cobertura com  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  de torta de mamona, e a aplicação de esterco de curral no plantio ( $380 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) juntamente com uma cobertura com  $100 \text{ kg N ha}^{-1}$  de cama de frango. O manejo das fontes de N foi feito tal como observado por produtores da região, e por isso as doses de N não foram as mesmas. Durante o ciclo entre o plantio e a adubação de cobertura, embora a dose de N aplicada como esterco tenha sido a maior, os maiores fluxos diários de  $N_2O$  foram

observados após a adubação verde e após a adição de composto (Figura 5A). A área tratada com esterco praticamente não emitiu  $N_2O$  se comparada ao controle, onde não havia aplicação de N. Por outro lado, na fase posterior a adubação de cobertura (Figura 5B), a aplicação de torta de mamona resultou em forte emissão de  $N_2O$ , bem superior à observada com a aplicação de cama de frango ou de ureia; em termos relativos à dose de N aplicada, a torta de mamona produziu duas a três vezes mais  $N_2O$  do que a ureia. Diferenças na disponibilidade de N de cada material utilizado pode ser a explicação para os resultados, assim como a ocorrência de chuvas e irrigação. Essas diferenças na disponibilização de N também explicam as emissões de  $N_2O$  durante o ciclo da alface (Figura 5C), assim como os efeitos residuais para a produção da planta.



**Figura 5.** Fluxos médios diários de  $N_2O$  nas áreas manejadas com diferentes fontes de N para produção de beterraba na fase de crescimento inicial (A) e após a adubação de cobertura aplicada superficialmente na área (B), e durante o crescimento de alface (C) quando não foi feita qualquer adição de N.<sup>2</sup>

<sup>2</sup> Trabalho de autoria de Bruno J. R. Alves, Embrapa Agrobiologia (dados não publicados).



A produtividade da beterraba não foi significativamente alterada pela fonte de N, embora ganhos próximos de 15 Mg ha<sup>-1</sup> em relação à produtividade da área controle, que não recebeu adição de N, tenham sido registrados (Tabela 2). Considerando-se as quantidades de N<sub>2</sub>O líquidas (descontadas das emissões da área controle, que não recebeu adição de N), emitidas nos sistemas de produção avaliados, a adubação verde acompanhada da aplicação de torta de mamona implicaria na menor emissão de N<sub>2</sub>O por ganho de massa de produto (produção de beterraba da área fertilizada subtraída da produção da área não fertilizada), seguida do tratamento, onde somente se aplicou ureia.

Nas áreas com a aplicação de esterco e cama de frango, a produção de beterraba foi inferior ao controle, e por isso a emissão de N<sub>2</sub>O registrada trouxe impacto negativo sem qualquer retorno em termos de produto. Durante o ciclo da alface, as emissões continuaram em menor magnitude, e quando relacionadas aos ganhos de produção com a adubação, o uso de composto ou adubação verde associado à torta de mamona resultou nas menores emissões por tonelada de alface produzida (Tabela 2). No caso da ureia, não houve efeito residual, sendo a produção de alface inferior ao obtido sem fertilização nitrogenada.

**Tabela 2.** Emissões de N<sub>2</sub>O do solo induzidas pelo uso de diferentes fontes de N comumente utilizadas na sucessão beterraba-alface, ganhos de produtividade de cada espécie decorrentes da adição de N, e emissão de N<sub>2</sub>O em relação ao ganho de produtividade<sup>3</sup>.

Fontes de N (plantio/cobertura)	Beterraba			Alface		
	Emissões de N <sub>2</sub> O (kg N ha <sup>-1</sup> ) <sup>a</sup>	Ganho de produto Mg ha <sup>-1</sup>	Emissão relativa (kg N <sub>2</sub> O Mg <sup>-1</sup> ) <sup>b</sup>	Emissões de N <sub>2</sub> O (kg N ha <sup>-1</sup> )	Ganho de produto Mg ha <sup>-1</sup>	Emissão relativa (kg N <sub>2</sub> O Mg <sup>-1</sup> )
Ureia/ureia	2,40	4,00	0,60	0,75	-1,72	-
Mucuna/torta de mamona	3,09	15,52	0,20	1,40	7,17	0,19
Esterco curral/cama de aviário	3,27	-6,80	-	2,35	4,17	0,56
Composto/torta de mamona	6,33	2,88	2,20	0,76	6,26	0,12

<sup>a</sup>Emissão líquida, descontada da quantificada na área controle, sem adição de N.

<sup>b</sup>Emissão de N<sub>2</sub>O por ganho de produto em função da fonte de N.

<sup>3</sup> Trabalho de autoria de Bruno J. R. Alves, Embrapa Agrobiologia (dados não publicados).

A utilização de doses elevadas de fontes orgânicas de N é comum na produção de hortaliças, principalmente pelas incertezas associadas à disponibilidade do nutriente para a planta. Os resultados obtidos por Santos (2013) mostram que, no sistema de produção de beterraba e alface, as doses aplicadas devem ter superado em muito a necessidade da cultura, ou não houve sincronia entre a disponibilidade de N e a demanda das plantas, haja vista ganhos pequenos de produtividade da beterraba, e existência de efeito residual para a cultura da alface. Em função disso, emissões de  $N_2O$  elevadas poderiam ser evitadas.

A adubação verde com leguminosa é uma estratégia utilizada pelos produtores para fornecimento de N para as culturas, e também para proteção do solo, controle de invasoras e de pragas e doenças (SOUZA et al. 2012) e quando combinada com a torta de mamona em cobertura, foi uma das opções mais eficientes para a produção de beterraba e alface com menores emissões de  $N_2O$ , quando o produto é considerado (SANTOS, 2013). No entanto, a avaliação das emissões de  $N_2O$  com a adubação verde deve considerar o ciclo da leguminosa desde o seu plantio até a incorporação. Durante o crescimento da leguminosa maiores emissões de  $N_2O$  do solo são observadas quando comparada a uma área em pousio ou cultivada com uma espécie anual não-fixadora de  $N_2$  (Figura 6). Isso é explicado pelas maiores concentrações de N mineral no solo sob a leguminosa que tem parte de sua demanda de N atendida pela fixação biológica de  $N_2$  (MORAIS, 2011). Essa maior acumulação de N mineral no solo, observada quando se cultivam leguminosas, foi descrita por

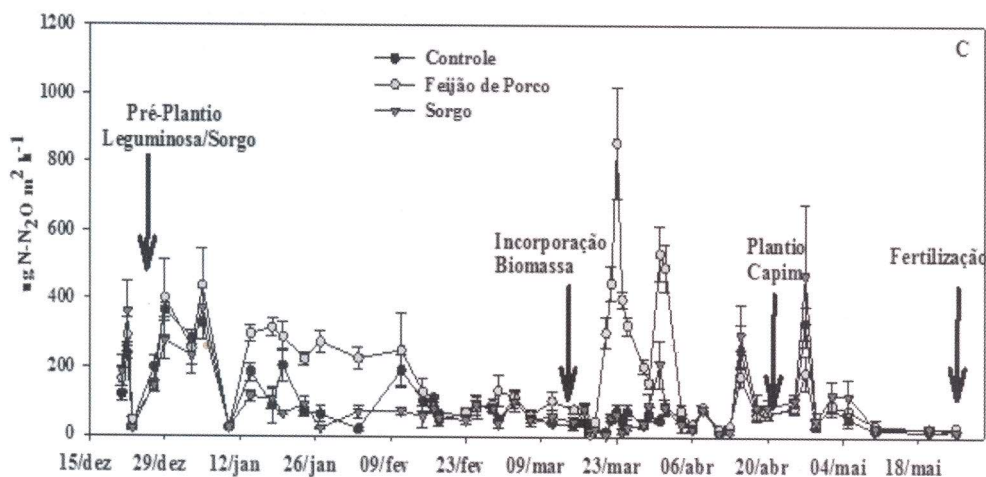


Figura 6. Emissões de  $N_2O$  derivadas do cultivo e da incorporação da biomassa de feijão de porco e sorgo, como adubos verdes para a cultura do capim-elefante. As setas representam as datas dos manejos realizados.

Chalk (1998). Assim, é possível que os benefícios obtidos com o uso de mucuna e torta de mamona, mencionados anteriormente para o sistema de produção de beterraba e alface, possam estar superestimados. A avaliação completa do ciclo do adubo verde e das culturas que se beneficiarão do N fornecido com a mineralização dos resíduos deve ser considerada em futuros estudos. No trabalho de Morais (2011), a grande quantidade de N acumulada pelo adubo verde promoveu altas emissões de  $N_2O$  sem que fossem muito grandes os efeitos na produção do capim-elefante, plantado após a leguminosa.

A adubação orgânica na produção de hortaliças precisa ser aprimorada de forma a evitar grandes excedentes de N e maior eficiência de uso pelas plantas do N aplicado. Os sistemas mais intensivos podem ser vantajosos para melhor aproveitar excedentes inevitáveis em função do potencial de suprimento de N em curto prazo.

#### 4. Necessidades de pesquisa

No Brasil, há poucas estimativas baseadas em medições de campo quanto às emissões agrícolas de óxidos de nitrogênio ( $N_2O$  e NO). O entendimento da dinâmica entre práticas de cultivo (fórmula do fertilizante, sistema de preparo, irrigação, entre outros) e fluxos de óxidos de nitrogênio (incluindo a frequência de altos fluxos) também são fundamentais para a proposição de estratégias de mitigação de emissões de gases.

O uso de leguminosas que fixam  $N_2$ , como espécies vegetais para adubação verde e cobertura de solo (por exemplo, mucunas e crotalárias) em sistemas agrícolas podem representar a incorporação de até 230 kg N  $ha^{-1}$  (CARVALHO et al., 1995) e diminuir o uso de fertilizantes, que têm alto impacto na produção de gases de efeito estufa (no processo de síntese e uso na agricultura). É importante avaliar a magnitude de produção de gases de efeito estufa pelo uso de leguminosas para adubação verde ou cobertura do solo. Associado a esses fatores, estudos sobre a qualidade de resíduos, ou sua composição química quanto aos teores de lignina, celulose e outros compostos fenólicos, devem ser relacionados ao potencial de emissões de gases dos diferentes materiais vegetais.

Não existem informações sobre emissões de gases de efeito estufa para florestas plantadas no Brasil, e também para outras culturas em expansão, como as de potencial para programas agroenergéticos, incluindo-se a cana-de-açúcar, e principalmente, hortaliças. Entretanto, a continuidade com os monitoramentos em áreas agrícolas, incluindo sistemas de produção de hortaliças, assim como sistemas naturais, é fundamental para melhorar a base de informação sobre os gases de efeito estufa, possibilitando dar maior suporte para fins de pesquisas e subsidiar os inventários.

Além de variáveis comumente medidas nos estudos de gases de efeito estufa, deve-se atentar para a necessidade de monitoramento de outras variáveis, como potencial de mineralização e de nitrificação no solo, atividades de enzimas ligadas ao ciclo do C e N etc, e caracterização dos sistemas mais utilizados, de forma a se obter parâmetros essenciais para calibração e validação de modelos matemáticos mais robustos.

## 5. Referências

ALVES, B. J. R. ; ZOTARELLI, L. ; BODDEY, R. M. ; URQUIAGA, S. Soybean benefit to a subsequent wheat crop in a cropping system under zero tillage. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NUCLEAR TECHNIQUE IN INTEGRATED PLANT NUTRIENT, WATER AND SOIL MANAGEMENT, 2000, Vienna. **Proceedings**. Vienna: International Atomic Energy Agency, 2002. p. 87-93.

ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. The success of BNF in soybean in Brazil. **Plant and Soil**, Dordrecht, v. 252, p. 1-9, 2003.

ALVES, B. J. R.; CARVALHO, A. M.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B.; URQUIAGA, S.; SANTOS, J. C. F. dos ; SANTOS, H. P. dos ; CARVALHO, C. J. R. Emissões de óxido nitroso e óxido nítrico do solo em sistemas agrícolas. In: LIMA, M. A.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; MACHADO, P. L. O. de A.; URQUIAGA, S. (Eds). **Estoque de carbono e emissões de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira**. Brasília, DF: Embrapa, 2012. p. 159-191.

ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; FERNANDES, F. M.; HECKLER, J. C.; MACEDO, R. A. T. de; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S. Fixação biológica de nitrogênio e fertilizantes nitrogenados no balanço de nitrogênio em soja, milho e algodão. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, n. 3, p. 449-456, mar. 2006.

ANDRADE JÚNIOR, A. S.; BORGES, A. L.; ARAÚJO, A. R. **Irrigação e fertirrigação em fruteiras e hortaliças**. Brasília, DF: Embrapa, 2011. 774 p.

BAGGS, E.M., REES R.M., SMITH K.A., VINTEN J.A.. Nitrous legume oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use Management**, vol. 16, p. 82-87, 2000.

BAGGS E., M.; PHILIPPOT, L. Microbial Terrestrial Pathways to Nitrous Oxide. In: SMITH, K. (Ed.). **Nitrous Oxide and Climate Change**. Earthscan, London, p. 4-36, 2010.

BARIONI, L. G.; LIMA, M. A. de; ZEN, S.; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; FERREIRA, A. C. A baseline projection of methane emissions by the Brazilian beef sector: preliminary results. In: GREENHOUSE GASES AND ANIMAL AGRICULTURE CONFERENCE, 2007, Christchurch, New Zealand. **Proceedings**. Christchurch: [s.n.], 2007. p. 32-33.

BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia. **Inventário brasileiro das emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa**: informações gerais e valores preliminares. 2009. Disponível em: <[http://ecen.com/eee75/eee75p/inventario\\_emissoes\\_brasil.pdf](http://ecen.com/eee75/eee75p/inventario_emissoes_brasil.pdf)>. Acesso em: 12 abr. 2010.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NOBRE, C. A.; SMERALDI, R.; AGUIAR, A. P. D.; BARIONI, L. G.; FERREIRA, L. G.; LONGO, K.; MAY, P.; PINTO, A. S.; OMETTO, J. P. H. B. Estimating greenhouse gas emissions from cattle raising in Brazil. **Climatic Change**, Dordrecht, v. 115, n. 3/4, p. 559-577, May 2012.

CARMO, J. B.; FILOSO, S.; ZOTELLI, L. C.; DE SOUSA-NETO, E. R.; PITOMBO, L. M.; DUARTE-NETO, P. J.; VARGAS, V. P.; ANDRADE, C. A.; GAVA, G. J. C.; ROSSETTO, R.; CANTARELLA, H.; NETO, A. E.; MARTINELLI, L. A. Infield greenhouse gas emissions from sugarcane soils in Brazil: effects from synthetic and organic fertilizer application and crop trash accumulation. **Global Change Biology Bioenergy**, v. 5, n. 3, p. 267-280, May 2013.

CARVALHO, A. M. de; BUSTAMANTE, M. M. C., KOZOVITS, A. R.; MIRANDA, L. N. de; VIVALDI, L. J.; Sousa, D. M. Emissões de NO e N<sub>2</sub>O associadas à aplicação de uréia sob plantio direto e convencional. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 41, p. 679-685, 2006.

CARVALHO, A. M. de; FAGERIA, N. K.; KINJO, T.; PEREIRA, I. P. de. Resposta do feijoeiro à aplicação de fósforo em solos dos Cerrados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 19, p. 61-67, 1995.

CARVALHO, A. M. de. **Uso de plantas condicionadoras com incorporação e sem incorporação no solo: composição química e decomposição dos**

**resíduos vegetais; disponibilidade de fósforo e emissão de gases.** 2005. 199 f. Dissertação (Doutorado) – Universidade de Brasília, Brasília, DF.

CARVALHO, A. M. de; BUSTAMANTE, M. M. C. ; ALCÂNTARA, F. A.; RESCK, I. S.; LEMOS, S. S. Characterization by solid-state CPMAS <sup>13</sup>C NMR spectroscopy of decomposing plant residues in conventional and no-tillage systems in Central Brazil. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v. 101, p. 100-107, 2009.

CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; FRAZÃO, L. A.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 183, p. 167-175, 2014.

CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; CERRI, C. E. P.; LAL, R. Challenges and opportunities of soil carbon sequestration in Latin America. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. Carbon sequestration in soils of Latin America. New York, Haworth, p.41-47, 2006.

CHALK, P. M. Dynamics of biologically fixed N in legume-cereal rotations: a review. **Australian Journal of Agricultural Research**, Victoria, v, 49, n. 3, p. 303-316, Jan. 1998.

COSER, T. R.; CARVALHO, A. M.; RAMOS, M. L. G.; FIGUEIREDO, C. C.; CAVALCANTE, E.; PINHEIRO, L. A. Emissão de N<sub>2</sub>O de um Latossolo sob sistemas de consórcio milho e gramíneas forrageiras no Cerrado. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. **Ciência do solo: para quê e para quem: anais.** Florianópolis: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013. v. 4.

COSER, T. R.; FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; JANNUZZI, H.; MARCHÃO, R. L. Recuperação de carbono obtida por três métodos em frações da matéria orgânica de Latossolo, sob consórcio milho-forrageiras, no Cerrado. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 28, n. 1, p. 91- 97, 2012.

COSTA, A. R.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; JANTALIA, C. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Emissão de óxido nitroso derivado da cultura de arroz de terras altas sob plantio direto em um Latossolo dos Cerrados de Goiás, GO. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007, Gramado. **Conquistas e desafios da ciência do solo brasileira: anais.** Gramado: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. CD-ROM.

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**, Washington, v. 50, p. 667- 680, 2000.

DAVIDSON, E. A.; MATSON, P. M.; VITOUSEK, R.; RILEY, R.; DUNKIN, K.; GARCÍA-MÉNDEZ, G.; MAASS, J. M. Processes regulating soil emissions of NO and N<sub>2</sub>O in a seasonally dry tropical forest. **Ecology**, v. 74, n. 1, p.130-139, Jan. 1993.

DE KLEIN, C.; NOVOA, R. S. A.; OGLE, S.; SMITH, K. A.; ROCHETTE, B. G.; MOSIER, A.; RYPDAL, K.; WALSH, M.; WILLIAMS, S. A. N<sub>2</sub>O Emissions From Managed Soils, and CO<sub>2</sub> Emissions from Lime and Urea Application. In: EGGLESTON, H. S.; BUENDIA, L.; MIWA K.; NGARA, T.; TANABE, K. (Ed.). **2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Hayama: Institute for Global Environmental Strategies, 2006. v. 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>>. Acesso em: 03 mar. 2015.

DERAMUS, H. A.; CLEMENT, T. C.; GIAMPOLA, D. D.; DICKISON, P. C. Methane emissions of beef cattle on forrages: efficiency of grazing management systems. **Journal of Environment Quality**, v. 32, n. 1, p. 269-277, Jan./Feb. 2003.

DOBBIE, K. E.; MCTAGGART, I. P.; SMITH, K. A. Nitrous oxide emission from intensive agricultural systems: variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. **Journal of Geophysical Research**, v. 104, n. D21, p. 26891-26899, 1999.

DRURY, C. F.; MCKENNEY, D. J.; FINDLAY, W. I. Relationships between denitrification, microbial biomass and indigenous soil properties. **Soil Biology & Biochemistry**, Elmsford, v. 23, p. 751-755, 1991.

- FAO. **Livestock's long shadow**: environmental issues and options. Roma, 2006. 391 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/010/a0701e/a0701e00.HTM>>. Acesso em: 12 out. 2009.

FLORES, R. A.; COLLIER, L. S.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Impacto de algumas variáveis do sistema solo-planta na produção de N<sub>2</sub>O do solo. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 31., 2007,

Gramado. **Conquistas e desafios da ciência do solo brasileira**: anais. Gramado: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007. CD-ROM.

HOLTER, J. B.; YOUNG, A. J. Methane production in dry and lactating dairy cows. **Journal of Dairy Science**, Champaign, n. 75, p. 2165-2175, 1992.

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 N<sub>2</sub> fixation and N fertilizer to grain yield. **Canadian Journal of Plant Science**, Ottawa, v. 46, p. 927-939, 2006.

HUTH, N. I.; THORBURN, P. J.; RADFORD, B. J.; THORNTON, C. M. Impacts of fertilizers and legumes on N<sub>2</sub>O and CO<sub>2</sub> emissions from soils in subtropical agricultural systems: A simulation study. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 136, p. 351-357, 2010.

IPCC. **Revised IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories**: reference manual. Cambridge: University Press, 1996. 297 p. Disponível em: <<http://www1.ipcc.ch/ipccreports/>>. Acesso em: 05 fev. 2010.

IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**: reference manual. Reference manual. 1997.

IPCC. **Guidelines for national greenhouse gas inventories**. Greenhouse gas inventory reference manual. 2006. v. 4. Agriculture forestry and other land use. Disponível em: <<http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>> Acesso em: 04 mar. 2015.

IPCC. Land use, land-use change, and forestry special report. 2000, Cambridge, UK. Disponível em: [http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land\\_use/index.php?idp=0](http://www.ipcc.ch/ipccreports/sres/land_use/index.php?idp=0)>. Acesso em 03 mar. 2015.

JANTÁLIA, C. P.; ARAÚJO, E. S.; FERREIRA, R. G.; SILVA, L. L. G. G.; ABOIM, M. C. R.; ARAÚJO, D. A. DE; PINHEIRO, E. M.; MIRANDA, E. M.; ABOUD, A. C. S.; COSTA, J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. **Emissões de óxido nitroso em um sistema de produção sob manejo orgânico**. Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2005. 24 p. (Embrapa Agrobiologia. Documentos, 189).



- JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P. dos; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 82, n. 2, Oct. p. 161-173, 2008.
- LAL, R. Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. **Environmental Pollution**, Barking, v. 116, p. 353-362, 2002.
- LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, Amsterdam, v. 123, p. 1-22, 2004.
- LARA CABEZAS, W. A. R.; KORNDORFER, G. H.; MOTTA, S. A. Volatilização de amônia na cultura do milho: II Avaliação de fontes sólidas e fluídas em sistema de plantio direto e convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 21, n. 3, p. 489-496, 1997.
- LASSEY, K. R. Livestock methane emission: From the individual grazing animal through national inventories to the global methane cycle. **Agricultural and Forest Meteorology**, n. 142, p. 120-132, 2007.
- LEITE, L. F. C.; MENDONÇA, E. S.; MACHADO, P. L. O. A. Simulating trends in soil organic carbon of an Acrisol under no-tillage and disc-plough systems using the Century model. **Geoderma**, Amsterdam, v. 120, p. 283-295, 2004.
- LEMAIRE, G.; FRANZLUEBBERS, A.; CARVALHO, P. C. F.; DEDIEU, B. Integrated crop-livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, n. 1, June 2014.
- LINN, D. W.; DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and non-tilled soils. **Soil Science Society of American Journal**, Madison, v. 48, p. 1267-1272, 1984.
- MATSON, P. A.; McDOWELL, W. H.; TOWNSEND, A. R.; VITOUSEK, P. M. The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. **Biogeochemistry**, Dordrecht, v. 46, p. 67-83, 1999.
- MCKENNEY, D. J.; WANG, S. W.; DRURY, C. F.; FINDLAY, W. I. Denitrification, immobilization and mineralization in nitrate limited and non-limited residue amended soil. **Soil Science Society of America Journal**, v. 59, p. 118-124, 1995.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J.-M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N<sub>2</sub>O and CH<sub>4</sub> emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, Amsterdam, v. 141, p. 78-88, 2007.

MORAIS, R. F. **Fixação biológica de nitrogênio e emissão de gases de efeito estufa na produção de capim-elefante para bioenergia**. 2011, 109 p. (Tese de Doutorado). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

MORAIS, R. F.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Ammonia volatilization and nitrous oxide emissions during soil preparation and N fertilization of elephant grass (*Pennisetum purpureum* Schum.). **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 64, p. 80-88, 2013.

PAREDES, D. da S.; LESSA, A. C. R.; SANT'ANNA, S. A. C.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. Nitrous oxide emission and ammonia volatilization induced by vinasse and N fertilizer application in a sugarcane crop at Rio de Janeiro, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Dordrecht, v. 98, n. 1, p. 41-55, Jan. 2013.

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil Microbiology and biochemistry**. San Diego: Academic Press, 1996. 340 p.

ROCHETTE, P.; JANZEN, H. H. Towards a revised coefficient for estimating N<sub>2</sub>O emissions from legumes. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 73, p. 171-179, 2005.

SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRICIO, A. C.; MACEDO, M.C.M.; BROCH, D.L.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C. **Matéria orgânica do solo na interação lavoura-pecuária em Mato Grosso do Sul**. Dourados, Embrapa Agropecuária Oeste, 2005. 58p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 29).

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 43, p. 654-663, 2008.

SANTOS, S. S. **Emissões de NH<sub>3</sub> e N<sub>2</sub>O de composto orgânico e outras fontes de N aplicadas em sistema de produção de beterraba e alface.** 2013, 72 f. (Dissertação). Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica.

SILVA, T. O. D. A.; MENEZES, R. S. C. Adubação orgânica da batata com esterco e, ou, *Crotalaria juncea*: II - disponibilidade de N, P e K no solo ao longo do ciclo de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, MG, v. 31, p. 51-61, 2007.

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P. dos; KOHHANN, R.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 76, p. 39-58, 2004.

SKIBA, U.; SMITH, K. A. The control of nitrous oxide emissions from agricultural and natural soils. **Chemosphere - Global Change Science**, v. 2, p. 379-386, 2000.

SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F.; DOBBIE, K. E.; MASSHEDER, J.; REY, A. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 54, p. 779-791, 2003.

SORDI, A.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, M. A.; PIVA, J. T.; ZANATTA, J. A.; TOMAZI, M.; ROSA, C. M.; MORAES, A. Nitrous oxide emission factors for urine and dung patches in a subtropical Brazilian pastureland. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, Amsterdam, v. 190, n. 1, p. 94-103, June 2013.

SOUZA, C. M.; PIRES, F. R.; PARTELLI, F. L.; ASSIS, R. L. de. **Adubação verde e rotação de culturas.** Viçosa, MG: UFV, 2012. 108 p.

VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G. B.; MACEDO, M. C. M.; MARCHÃO, R. L.; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; KARINA PULROLNIK, K.; MACIEL, G. A. Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, DF, v. 46, n. 10, p. 1.127-1.138, 2011.

XAVIER DA SILVA, J. Geoprocessamento e análise ambiental. **Revista Brasileira de Geografia**, Rio de Janeiro, v. 54, p. 47-61, 1992.