



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA
VETERINÁRIA

DINÂMICA DE NITROGÊNIO E FLUXOS DE N₂O NO SOLO SOB CULTIVO
DE MILHO EM SUCESSÃO A PLANTAS DE COBERTURA

MARCIA DE SOUSA VERAS

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF

JULHO (2016)



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA
VETERINÁRIA**

**DINÂMICA DE NITROGÊNIO E FLUXOS DE N₂O NO SOLO SOB CULTIVO
DE MILHO EM SUCESSÃO A PLANTAS DE COBERTURA**

MARCIA DE SOUSA VERAS

ORIENTADORA: PROF^a Dra. MARIA LUCRÉCIA GENEROSA RAMOS

CO-ORIENTADORA: Dra. ARMINDA MOREIRA DE CARVALHO

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO: 051D/2016

BRASÍLIA/DF: JULHO (2016)



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA
VETERINÁRIA

**DINÂMICA DE NITROGÊNIO E FLUXOS DE N₂O NO SOLO SOB CULTIVO
DE MILHO EM SUCESSÃO A PLANTAS DE COBERTURA**

**TESE DE DOUTORADO SUBMETIDO AO PROGRAMA DE PÓS
GRADUAÇÃO, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À
OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM AGRONOMIA NA ÁREA DE
CONCENTRAÇÃO AGRICULTURA SUSTENTÁVEL.**

APROVADA POR:

MARIA LUCRECIA GEROSA RAMOS Ph.D (Unb-FAV)
(Orientadora) - CPF: 002.094.438-12, email: lucrecia@unb.br

ALESSANDRA MONTEIRO DE PAULA, CPF 820.032.201-78,
Dra. Professor Adjunto, (UnB – FAV) (MEMBRO INTERNO)

ROBÉLIO MARCHÃO, CPF 861.160.701-59,
Dr. Pesquisador (EMBRAPA – CERRADOS/ MEMBRO EXTERNO)

THAIS RODRIGUES COSER, CPF 689.113.001-87,
Dra. Pesquisadora (UNB - FAV/ UnB –MEMBRO INTERNO)

ALEXSANDRA DUARTE DE OLIVEIRA, CPF 812.197.504-25
Dra. Pesquisadora (EMBRAPA – CERRADOS/ MEMBRO EXTERNO)

BRASÍLIA/DF, 30 DE JULHO de 2016.

FICHA CARTOGRÁFICA

VERAS, Márcia de Sousa

Dinâmica de nitrogênio e fluxos de N₂O sob cultivo de milho em sucessão a plantas de cobertura / Orientação: Maria Lucrecia Gerosa Ramos; Co-orientação: Arminda Moreira de Carvalho, Brasília, 2016. 89 p.

Tese de Doutorado – Universidade de Brasília / Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2016.

1. ÓXIDO NITROSO 2. PLANTAS DE COBERTURA

3. FRAÇÕES DE N NO SOLO 4. EFEITO ESTUFA

I. Ramos, M. L. G. II. Ph.D.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

VERAS, M. de S. **Dinâmica de nitrogênio e fluxos de N₂O sob cultivo de milho em sucessão a plantas de cobertura**, 2016. 89 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Márcia de Sousa Veras

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: **Dinâmica de nitrogênio e fluxos de N₂O sob cultivo de milho em sucessão a plantas de cobertura**. GRAU: Doutor. ANO: 2016

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta tese de doutorado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Márcia de Sousa Veras

CPF:471.143.043-15

E-mail: mar.veras@hotmail.com

**“Mesmo quando tudo parece desabar,
Cabe a mim decidir entre rir ou chorar, ir
ou ficar , desistir ou lutar,
porque descobri, no caminho incerto da
vida, que o mais importante é o decidir”.**

(Cora Coralina)

Dedico a Deus;

A minha amada mãe Joalice Veras, ao meu pai Édio Veras, in memorium;

A minhas irmãs, cunhados, sobrinhos e sobrinhas;

Ao meu lindo Berchman Alfonso, pelo tempo que durar;

Mestres e amigos do coração, que juntamente se comprometem comigo nessa travessia.

AGRADECIMENTOS

À Universidade de Brasília e à Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária (FAV). A minha orientadora e querida professora Maria Lucrecia Gerosa Ramos pela dedicação ao trabalho e pela orientação, na sua dedicação, confiança e prestigioso ensinamento.

À dedicada e querida orientadora Arminda Moreira de Carvalho, pela contribuição na sua co-orientação, sugestões, por todo o apoio na qualificação, dedicação na pesquisa e excepcional contribuição.

À CAPES pelo auxílio financeiro. Aos estagiários da graduação no qual agradeço no nome de Maria Thereza Mendonça, Luciano Gomes, Eduardo Cavalcante, Rafael, Luanna, Mariana, Juliano Escobar, Rayssa Archeti, Diego Andrade e Gabriel Lobo, bem como, a todos que participaram deste trabalho no esforço do campo e pelo apoio indispensável.

Aos técnicos de laboratório da UnB, João Paulo, Messias Neto e Ricardo Gomes pela contribuição, disponibilidade e ajuda em todo o processo das análises laboratoriais, junto com estes estagiários do ensino médio, e em nome destes, meus agradecimentos a Sávio Oliveira.

Aos funcionários laboratoristas da Embrapa Cerrados, em especial ao Vilderete, Darlane, Fernanda, revendo as análises químicas.

A todos os professores da Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária da UnB pela contribuição na pesquisa e no repasse de conhecimento.

Aos pesquisadores Karina Pulrolnik e Kleberson de Souza pelo apoio nas revisões e sugestões bibliográficas.

Aos colegas que compartilharam os momentos de atividade laboral e no campo nessa pós-graduação, bem como aos amigos da UnB, em especial Thaís Coser, que muito apoiou e contribuiu e Robervone Nascimento, na parceria, percorrendo toda essa trajetória do doutorado.

Aos parceiros da EMATER-DF que permitiram alternância de horário a fim de alcançar êxito frente a esta empreitada. E a todos aqueles que de alguma forma contribuíram com este trabalho.

Muito agradecida, obrigada.

SUMÁRIO		Página
	RESUMO.....	05
	ABSTRACT.....	07
1	INTRODUÇÃO.....	09
2	OBJETIVOS.....	13
2.1	Objetivos gerais.....	13
2.2	Objetivos específicos.....	13
3	HIPÓTESES.....	13
4	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	14
4.1	A agricultura no Cerrado Brasileiro e a importância da cultura do milho.....	14
4.2	Sistema Plantio Direto.....	17
4.3	Plantas de cobertura e seu uso na região do Cerrado.....	19
4.4	Ciclo do Nitrogênio e a dinâmica do Nitrogênio em solos agrícolas.....	21
4.5	Fontes de nitrogênio e suas frações.....	23
4.6	Gases de Efeito Estufa e emissões de N ₂ O nos solos cultivados.....	25
4.6.1	Fatores edafoclimáticas que afetam a emissão de N ₂ O.....	29
4.7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	33
	CAPÍTULO 1 - EFEITO DE PLANTAS DE COBERTURA E APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO NAS FRAÇÕES DE N DO SOLO CULTIVADO COM MILHO.....	42
	RESUMO.....	43
	ABSTRACT.....	44
5.1	INTRODUCTION.....	45
5.2	MATERIALS AND METHODS.....	46
5.2.1	Location and characteristics of the experimental area.....	46
5.2.2	Crop management and experimental design.....	47
5.2.3	Soil sampling and analysis.....	48
5.2.4	Statistical analysis.....	49
5.3	RESULTS AND DISCUSSION.....	49
5.3.1	Nitrogen soil fractions.....	49
5.3.2	Principal components analysis for nitrogen soil fractions.....	55
5.4	CONCLUSION.....	58
5.5	REFERENCES.....	58

CAPITULO 2 –EFEITO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO NA SUCESSÃO DO MILHO E PLANTAS DE COBERTURA COM E SEM NITROGÊNIO NO CERRADO		61
	RESUMO	62
	ABSTRACT	63
6.1	INTRODUÇÃO.....	64
6.2	MATERIAL E MÉTODOS	65
6.2.1	Descrição da área experimental, delineamento experimental e preparo do solo	65
6.2.2	Coletas de Óxido Nitroso – N ₂ O.....	68
6.2.3	Análise Estatística.....	71
6.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
6.4	CONCLUSÕES.....	83
6.5	REFERÊNCIAS.....	84

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	Mudanças na concentração atmosférica dos GEEs, conferindo CO ₂ , CH ₄ , N ₂ O e CFCs.	28
Figura 2	Modelo “hole-in-the-pipe” (adaptado de Davidson, 2000).	33

CAPÍTULO 1. EFEITO DE PLANTAS DE COBERTURA E APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO NAS FRAÇÕES DE N DO SOLO CULTIVADO COM MILHO .

Figure 1	Mean temperature and rainfall during experimental period.	47
Figure 2	Ordination diagram based on principal component analysis of the studied variables, 0.00-0.10 m (a) and 0.10-0.20 m (b).	57

CAPITULO 2. EFEITO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO NA SUCESSÃO DO MILHO E PLANTAS DE COBERTURA COM E SEM NITROGÊNIO NO CERRADO

Figura 1	Precipitação pluviométrica mensal média (mm) e a temperatura média (°C) referente ao período 1974-2013 na área experimental da Embrapa Cerrados, Planaltina – DF.	66
Figura 2	Fluxos de N ₂ O e EPSA de solo sob cultivo de milho em sucessão às plantas de cobertura e Cerrado nativo. Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura média do ar (°C) referente ao período de novembro de 2013 a abril de 2014 coletadas na Estação Climatológica da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF.	72
Figura 3	Concentrações de amônio e nitrato na camada de 0-5 cm de solo sob cultivo de milho em sucessão às plantas de cobertura <i>Urochloa ruziziensis</i> , <i>Canavalia brasiliensis</i> e <i>Pennisetum glaucum</i> com e sem aplicação de nitrogênio em cobertura e no Cerrado nativo.	80

INDICE DE TABELAS

CAPÍTULO 1. EFEITO DE PLANTAS DE COBERTURA E APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO NAS FRAÇÕES DE N DO SOLO CULTIVADO COM MILHO .

Table 1	Carbon/Nitrogen ratio, hemicellulose, cellulose and lignin concentrations, and Lignin/Nitrogen ratio the aerial parts of cover plant.	48
Table 2	Total N (TN), particulate (Part-N)and mineral-associated N (MAN) and particulate N/total N (Part-N/TN) ratio, available nitrogen (Avail-N), ammonium, nitrate and available-N/total-N (Avail-N/TN) ratio in the soil under different cover crops, with and without nitrogen topdressing on corn in the 0.00-0.10 and 0.10-0.20 m layers.	50
Table 3	Interaction between cover crops and nitrogen topdressing in the ammonium content in the 0.10-0.20 m layer	54

CAPITULO 2. EFEITO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMA DE PLANTIO DIRETO NA SUCESSÃO DO MILHO E PLANTAS DE COBERTURA COM E SEM NITROGÊNIO NO CERRADO

Tabela 1	Relação C:N e concentração de hemicelulose, celulose e lignina (g kg^{-1}) da parte aérea de plantas de cobertura (concentrações médias de floração e maturação).	67
Tabela 2	Matriz de correlação de Pearson entre os fluxos de N_2O e as co-variáveis, nos sistemas de sucessão com e sem N e os valores totais, agrupando todos os sistemas.	82
Tabela 3	Acúmulo de N_2O emitido para a atmosfera em solo sob diferentes plantas de cobertura, com e sem a adição de N em cobertura na cultura do milho, no período de Novembro de 2011 a Abril de 2014 (160 dias).	83

DINÂMICA DE NITROGÊNIO E FLUXOS DE N₂O NO SOLO SOB CULTIVO DE MILHO EM SUCESSÃO A PLANTAS DE COBERTURA

RESUMO

O bioma Cerrado compreende 204 milhões de hectares, sendo considerada a savana de maior biodiversidade vegetal do mundo. A mudança do uso da terra e supressão da vegetação nativa afeta as transformações dos elementos no solo, dentre eles, o nitrogênio, além de promover mudanças climáticas pelas emissões de gases do efeito estufa (CO₂, N₂O e CH₄) e entre estes, o N₂O refere-se ao gas de maior potencial de aquecimento (Pag = 310 x CO₂), com tempo de permanência na atmosfera, medido pela meia-vida ser superior a 120 anos. A agricultura é responsável por aproximadamente 70% da emissão de N₂O do solo, principalmente em função da aplicação de fertilizantes nitrogenados para a produção de culturas agrícolas. No solo, especificamente, aproximadamente 98% do N na forma orgânica e uma pequena parte do total do N absorvido pelas plantas. Dentre as várias frações de N que ocorrem no solo, com diferentes composições químicas, os açúcares aminados e os aminoácidos, fazem parte da fração disponível no solo e podem ser uma importante fonte de N para as culturas, como também a fração do N particulado (>53 µm), que desempenha importante função na ciclagem de nutrientes. A utilização de plantas de cobertura nos sistemas de produção pode alterar as frações de nitrogênio do solo, bem como as emissões de gases de efeito estufa e este fato está relacionado com sua composição química que pode alterar tanto as emissões de gases quanto as frações de nitrogênio no solo. Os objetivos do presente trabalho foram: 1. estudar o efeito de plantas de cobertura e adubação nitrogenada aplicada em cobertura na cultura do milho sob plantio direto, nas frações granulométricas de nitrogênio em um latossolo vermelho do Cerrado; 2. avaliar o efeito de plantas de cobertura e adubação nitrogenada em cobertura na cultura do milho sob plantio direto, nos fluxos de N₂O no latossolo vermelho do Cerrado. O experimento foi instalado há oito anos em um Latossolo Vermelho sob milho cultivado em sistema plantio direto em sucessão às seguintes plantas de cobertura: *Urochloa ruziziensis*, *Canavalia brasiliensis*, *Cajanus cajan* e *Sorghum bicolor* e *Pennisetum glaucum*. Nas parcelas foram semeadas as plantas de cobertura e, nas subparcelas foram feitos os tratamentos com a presença e ausência de N em cobertura. O delineamento

experimental foi em blocos ao acaso com parcelas subdivididas (plantas de cobertura na parcela e adubação em cobertura nas subparcelas), com três repetições. Na avaliação das frações de N do solo, foram utilizadas as plantas de cobertura: *U. ruziziensis*, *C.a brasiliensis*, *C. cajan* e *S. bicolor*. Em Abril de 2013, após a colheita do milho foi realizada amostragem do solo nas profundidades de 0-10 e 10-20 cm. O solo sob *U. ruziziensis* apresentou maior N total e particulado que aquele sob *C. cajan*. A aplicação de N no milho em cobertura reduziu o N disponível na camada de 10-20 cm. Dentre as frações do nitrogênio avaliadas, a particulada foi a que se mostrou mais sensível às alterações do solo promovidas pelas plantas de cobertura. Na quantificação das emissões de N₂O foram colocadas câmaras do tipo estática fechada. A adição de N em cobertura na cultura do milho favoreceu as maiores perdas de N₂O acumulado para a atmosfera. O tratamento com *P. glaucum* promoveu menor emissões acumuladas.

Palavras-chave: Cerrado, óxido nitroso, Gases de Efeito Estufa, manejo do solo.

NITROGEN DYNAMIC AND N₂O FLOWS IN SOIL UNDER CULTIVATION OF CORN IN SUCCESSION TO COVER PLANTS

ABSTRACT

The Cerrado biome comprises 204 million hectares and is considered the savanna with the largest biodiversity in the world. Land use changes and deforestation affects soil nutrient cycling, specially nitrogen (N), and promote climate change by increasing the emissions of greenhouse gases (CO₂, N₂O and CH₄). Among these gases, , nitrous oxide (N₂O) is the one with the highest global warming potential (Pag = 310 x CO₂) and residence time in the atmosphere, measured by its half-life which is over 120 years in the atmosphere. Agricultural systems are responsible for approximately 60% of soil N₂O emissios mainly because of the application of N fertilizers for the production of crops. In the soil, approximately 98% of the N is in the organic form and only a small portion of this total N is absorbed by the plant. Among the various soil N fractions, with different chemical compositions, the amino sugars and amino acids, are part of the available soil N fraction and this fraction can be an important source of N for the crops. The particulate organic matter fraction (>53 μm) has been considered one of the most sensitive (labile pool) indicator to measure soil management changes and may play an important role in nutrient cycling. In addition, this fraction is related to the formation and stabilization of aggregates in the soil. The use of cover crops with different chemical compositions may alter soil nitrogen fractions, as well as the emissions of greenhouse gases. The objectives of this study were: 1. to study the effect of cover crops and N topdressing in maize under no-tillage, on soil N fractions in a Cerrado Oxisol; 2. to evaluate the effect of cover crops and N topdressing in maize under no-tillage on N₂O fluxes in a Cerrado Oxisol. The experiment is being conducted for eight years in an Oxisol under no-tillage with maize in succession to the following cover crops: *Urochloa ruziziensis*, *Canavalia brasiliensis*, *Cajanus cajan*, *Sorghum bicolor* and *Pennisetum glaucum* R. Brown. Cover plots were sown in the plots, whereas the application or not of N (with or without N) as topdressing was applied in the subplots during maize cycle. The plots were arranged as randomized complete block design with split plots and three repetitions. The following cover cropos were used to evaluate soil N fractions:

Urochloa ruziziensis, *Canavalia brasiliensis*, *Cajanus cajan* and *Sorghum bicolor*. In April 2013, after maize harvesting, soil samples were collected in the layers of 0-10 and 10-20 cm. The soil under *U. ruziziensis* showed higher total N and N in the particulate organic matter than under *C. cajan*. The application of N as topdressing in maize reduced the available N in the 10-20 cm layer. Among the different fractions of organic matter, the particulate fraction was found to have the highest N content and was considered the most sensitive one to indicate soil management changes due to the use of cover crops. For the evaluation of soil N₂O fluxes, the following cover crops were used: *Urochloa ruziziensis* Germain and Evrard (Poaceae), *Canavalia brasiliensis* Mart. ex Benth (Fabaceae), *Pennisetum glaucum* R. Brown (Gramineae) with and without the application of N as topdressing in the maize cycle. To quantify the N₂O fluxes, two closed static chambers were placed per sub-plot. The largest flows were obtained in soil under maize in succession to *U. ruziziensis* and with the application of N as topdressing. The addition of N as topdressing and the use of *U. ruziziensis* compared to *Pennisetum glaucum* favored greater losses N₂O to the atmosphere.

Keywords: Cerrado, nitrous oxide, greenhouse gases, soil management.

1. INTRODUÇÃO

O bioma Cerrado compreende 204 milhões de hectares, o que representa praticamente 25% do território nacional e aproximadamente 4% da região tropical, sendo considerada a savana de maior biodiversidade vegetal do mundo. Em levantamento recente foram identificados no Cerrado 80 milhões de hectares sob diferentes usos da terra, o que corresponde a 39,5% da sua área total (SANO et al., 2008; BEUCHLE al., 2015, MMA, 2015).

Nessas últimas décadas, esse ecossistema vem sendo impactado pelas atividades agropecuárias, e o que intensificou a partir dos anos 70, porém, as áreas de culturas dos grãos foram ampliadas no cerrado por toda década de 90 com diferentes sistemas de cultivos valendo-se do predomínio no preparo do solo com grades pesadas, arados de discos, aivecas e escarificador. Segundo estudos, esses tipos de manejos nesse ecossistema homogeneizam a matéria orgânica nos primeiros 20 cm, porém, diminuem seus teores significativamente a cada ano, reduzindo até 70% em 5 anos, com impactos bem negativos em solos arenosos (SÁ et al., 2009; SÁ; LAL, 2009, URQUIAGA et al., 2010). O Cerrado foi classificado como *hotspots* da biodiversidade mundial, pelo elevado endemismo e sob fortes perdas ambientais (MMA, 2015).

As mudanças climáticas causadas por atividades antrópicas são uma realidade que pode afetar a produção agrícola, tanto nos grandes quanto nos pequenos empreendimentos rurais, dentre todas as formas de uso, o uso agropecuário são os mais expressivos na ampliação das fronteiras e mudanças no uso da terra. É um tema importante a ser discutido em decisões estratégicas, com destaque para as regiões cuja economia tenha forte aderência à agropecuária, assim como ocorre no bioma Cerrado, com relevância na produção de alimentos, fibras e agroenergia, além das questões pertinentes à preservação de sua biodiversidade e conservação da recarga de aquíferos (BUSTAMANTE et al., 2012). Visto que, os agroecossistemas assumem um papel importante na emissão dos gases do efeito estufa e sequestro de carbono (C) e são responsáveis por aproximadamente um quinto do incremento anual dos gases com atividade radioativa para a atmosfera (IPCC, 2006, USSIRI; LAL, 2013). Nesses últimos tempos, os valores de desmatamento superam aos da Amazônia (MMA, 2015).

Pertinente ao solo que é um importante compartimento de C e exerce papel fundamental sobre a emissão de gases de efeito estufa, pode-se inferir que exerce efeitos

positivos e negativos. E, no tocante ao aquecimento, o N_2O é o que possui maior potencial de aquecimento global ($Pag = 310 \times CO_2$) e tempo de residência na atmosfera, calculado por sua meia vida, de mais de 120 anos de permanência. Além da sua importância para os sistemas agrícolas, visto que 70% das emissões globais desse gás se originam nesses sistemas de produção, e intrinsecamente, este gás está imediatamente relacionado com a dinâmica de N do solo, pois verifica-se que ocorrem frações de N proveniente da mineralização da matéria orgânica do solo (CARVALHO et al., 2010 (a), USSIRI; LAL, 2013).

Além do que alterações climáticas podem comprometer produções das culturas, de forma que vale considerar as simulações vem trazendo indicações com um aumento de temperatura de 3 a 5°C e precipitação pluvial de 11% pode indicar diferenças para menos de 30 e 16 % nos rendimentos da culturas trigo e milho, respectivamente. E acréscimos para soja em 21% na produção (CARVALHO et al., 2010 (a). Alterações climática pode ocorrer como verificou STRECK et al. (2006), nos seus diversos trabalhos, e obteve no cultivo de outono com o aumento da temperatura que favoreceu o ciclo da batata (42 dias), porém desfavoreceu para a mesma espécie no ciclo da primavera, obtendo uma redução de 5 a 8 dias do ciclo total.

As alterações de estoque ocasionando perdas de C orgânico do solo significando perdas ocorrentes de biomassa, pode indicar aumento na taxa de mineralização, em virtude das alterações de temperatura e umidade e conseqüentemente uma aceleração na respiração do solo, assim como pode ocorrer uma diminuição nas quantidades de raízes no solo. (LAL, 2006).

Segundo Costa et al. (2008), as emissões de C- CO_2 têm variação sazonal e são correlacionadas positivamente com a temperatura do solo. Do mesmo modo, as práticas de manejo utilizadas no sistema de produção afetam as emissões de N_2O por influenciarem a agregação e aeração do solo, a atividade microbiana, a taxa de decomposição dos resíduos vegetais e de mineralização de N, assim como a temperatura e a umidade do solo (SIGNOR; CERRI, 2013) e, os sistemas de preparo do solo mais conservacionistas, tais como: Sistema de Plantio Direto (SPD) e cultivo mínimo (CM), estão cada vez mais sendo usados em substituição ao preparo convencional do solo (PC) (USSIRI; LAL, 2013), por significarem mínimo impacto ambiental nas emissões de gases.

De modo que, tentativas no Brasil estão apontadas como ações propostas pelo Plano ABC (agricultura de baixo carbono), significando conter aumento da temperatura média global, abaixo de 2^o C, e sendo norteador para ações de plantio direto, FBN e sistemas integrados de produção, ILP ou ILPF, entre outras (MDA,2012).

As principais estratégias para a redução dos estoques de carbono na agricultura são a redução do desmatamento e a manutenção do solo, por meio de práticas de manejo adequado do solo e, por fim, estratégias de manutenção do sequestro de carbono no solo. Sendo que, nas melhores práticas de manejo do solo, com sistemas de plantio direto, as melhores estratégias, o manejo do solo, com sistemas de plantio direto, indistintamente para a otimização. Contudo, estudos sobre os efeitos do SPD sobre as emissões de N₂O têm mostrado diferentes resultados. Ussiri et al. (2009) observaram em experimento com solo argilo-siltoso nos Estados Unidos, emissões de N₂O em SPD inferiores às observadas em PC; os autores atribuem as maiores emissões no solo sob PC devido ao revolvimento provocado pela aração. Já Liu et al. (2007) e Rochette (2008), em Espodosolos no Canadá, observaram maiores emissões em solos sob SPD.

No Brasil, também foram relatados resultados diferentes entre PC e SPD. Escobar et al. (2010) encontraram valores até 3 vezes maiores em SPD em condições subtropicais. Já no Cerrado, Carvalho et al. (2006) e Metay et al. (2007), e na região Sul do Brasil e Jantalia et al. (2008) não observaram diferenças nas emissões de N₂O no solo sob PC e SPD. Santos et al. (2016) corroboram com picos menores das emissões de N₂O em sistemas em PD comparado com PC.

Quando ocorre aumento das emissões de N₂O no PC, esse incremento é atribuído à aração, que promove maior aeração e evaporação da água do solo, permitindo que os microrganismos promovam a decomposição dos resíduos culturais e pela ocorrência de sítios anaeróbios com picos de emissões de N₂O (USSIRI; LAL, 2013). Contrariamente, a desnitrificação tende a ser maior em solos sob SPD, em consequência da densidade do solo mais elevada e maior porcentagem de microporos preenchidos com água, podendo ocorrer sítios de anaerobiose no solo devido à decomposição de resíduos vegetais, consequentemente, aumentando as emissões de N₂O (ROCHETTE, 2008).

As plantas de cobertura podem ser utilizadas como adubação verde ou cobertura morta no SPD, e seu uso tende a contribuir na composição da matéria

orgânica e microbiota do solo. Os microrganismos intensificam sua atividade no solo, tendo em vista maior disponibilidade de resíduos vegetais em decomposição, possibilitando maior ciclagem de nutrientes e processos mais equilibrados de mineralização e imobilização, em função da relação C/N dos resíduos e dos seus teores de lignina, celulose e hemicelulose (CERETTA et al., 2002, CANTARELLA, 2007, CARVALHO et al., 2010b; 2012), além da disponibilidade de N, principalmente se dispor das leguminosas no sistema de produção.

No solo, aproximadamente 98% do N está na forma orgânica e uma pequena parcela do N total é normalmente absorvida pela planta (KEENEY, 1982, SCHULTEN; SCHNITZER, 1998). A presença de compostos nitrogenados (açúcares aminados e os aminoácidos de baixo peso molecular) e representam a fração de N disponível do solo e conferem importante fonte de N para as culturas (CURTIN; MCCALLUN, 2004). Quanto ao N particulado (>53 µm), que se refere a fração mais sensível e lábil em relação às demais no que concerne às alterações que ocorrem no solo e é fundamental para a ciclagem de nutrientes (CONCEIÇÃO et al., 2005). Além disso, esta forma está associada à estabilização de agregados no solo (SIX et al., 2002).

A fração do N disponível é composta da fração mineral (nitrato e amônio), além de compostos orgânicos de baixo peso molecular, principalmente os aminoácidos. Esta fração pode ser determinada com o uso de vários extratores químicos que, além de estimarem a disponibilidade de N no solo, possuem estreita correlação com o N absorvido pelas culturas comprovada em ensaios de nutrição de plantas, como ocorreu com o trigo (MENEHIN et al., 2008), milho e aveia (SERRA, 2006; GIANELLO et al., 2000).

Portanto, a dinâmica do nitrogênio é complexa nos diferentes agroecossistemas e, apesar de obter valores de até 6 toneladas por hectare de N total, as frações disponíveis representam entre 1 a 2% do Ntotal do solo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). E, é fundamental compreender esta dinâmica no solo com sucessão das plantas de cobertura e milho em Sistema Plantio Direto no Cerrado com consequente impacto nas emissões de óxido nitros

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

- Estudar a dinâmica da matéria orgânica em relação às frações granulométricas de nitrogênio e as emissões de óxido nítrico no solo e das emissões de óxido nítrico no solo sob uso de plantas de cobertura na cultura do milho com e sem adubação nitrogenada em cobertura, no Cerrado.

2.2 OBJETIVOS ESPECIFICOS

- Estudar o efeito de plantas de cobertura e adubação nitrogenada em cobertura na cultura do milho sob plantio direto, nas frações de nitrogênio nos latossolos do Cerrado;
- Avaliar o efeito de plantas de cobertura e adubação nitrogenada em cobertura na cultura do milho sob plantio direto, nos fluxos de N_2O no latossolo do Cerrado.

3 HIPÓTESES

- O uso de plantas de cobertura em sucessão ao milho altera as frações de N e, conseqüentemente, a disponibilidade de N no solo;
- O uso de plantas de cobertura em sucessão ao milho diminui as emissões de óxido nítrico do solo;

4 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

4.1 A agricultura no Cerrado Brasileiro e a importância da cultura do milho

A agricultura evoluiu ao longo do tempo, quando o homem sente necessidade de fixar-se localmente e de modo simplificado inicia sua produção em pequenas áreas férteis. Inicialmente, os cultivos ocorreram na intenção de suprir a alimentação e de assegurar eficientemente a sua segurança alimentar (BOARETTO, 2009). As mudanças nos padrões de sistemas condicionaram a emissão de Gases de Efeito Estufa pelo sistema solo-planta por influência antrópica e iniciaram-se desde os tempos do descobrimento da agricultura (URQUIAGA et al., 2000).

No Brasil, os sistemas de produção adotados inicialmente foram de subsistência de forma simples e extrativista a operações mais intensas, como as queimadas, até o revolvimento do solo que provoaram sua erosão, contribuindo para um enfraquecimento no solo pela falta da reposição de nutrientes, concomitante à prática e aumento das parcelas de exploração, o que condicionou a um saldo negativo diante da degradação da paisagem, e, conseqüentemente, menor produtividade.

Segundo LAL (2006) a conversão de um sistema natural para um sistema de cultivo leva a degradação da matéria orgânica; em regiões temperadas atingem até 60% de perdas, mas nas regiões dos trópicos essa degradação pode ultrapassar 75%. Em sistemas de produção tropicais essa a conversão da vegetação natural dos ecossistemas ocorreu devido à expansão da agropecuária que já supera 80 milhões de ha (ROCHA et al., 2011, PIVELLO, 2011).

O ecossistema Cerrado, classificado como savana, cuja relevância ecológica se verifica por abranger a vegetação xeromórfica e compreender uma rica flora endêmica, está entre as maiores savanas do mundo, pois inclui mais de 7.000 espécies, passa a ser atingido pela exploração agropecuária. Autores citam que, essa vegetação ainda seja preservada, devido a uma diversidade de espécies da fauna, 2,2% da sua área se encontram legalmente protegidas (KLING; MACHADO, 2005, ROCHA et al., 2011). Outros autores referem que cerca de 40% do bioma Cerrado vem sendo convertido em agricultura, pastagem e urbanização nessas três últimas décadas (ROCHA et al., 2011; BEUCHLE et al., 2015). De modo que, ainda que seja um

ecossistema de relevância, a partir dos anos 90, os sistemas de produção agrícola passaram a ser explorados, nesse ambiente, principalmente para cultivo de grãos. Então verifica-se que o impacto ambiental desta conversão está diretamente relacionado por comprometer as condições hidrológicas e estoques de sequestro de carbono no solo nesse ecossistema.

Dentre as culturas exploradas no Cerrado, o milho (*Zea mays* L.) vem predominando como o cultivo de relevância econômica na produção de óleo, biodiesel e agroindústria (CONAB, 2016; RANSON et al. 2004). Segundo Machado e Costa (2010), essa cultura já ultrapassa 60 toneladas na produção anual somente para rações animais, no mundo atual, a produção global é a escala da produção mundial desse grão e já atinge 1.011,07 bilhão de toneladas pela produção de milho (USDA, 2017).

O milho na atualidade é a segunda cultura explorada no território brasileiro, sendo superado somente pela soja, colocando o Brasil como segundo maior exportador, pois sua estimativa em grãos está marcando mais que 210 milhões t, ficando atrás somente dos Estados Unidos (366 milhões t), e em terceira posição, a Argentina com 34 milhões t. Vale ressaltar que, o milho era apenas cultivado para subsistência humana, contudo na atualidade, ganhou relevância como insumo para produção de suínos e aves. Atualmente, essa amplitude aparece com destaque como abastecedor aos países importadores: Vietnã, Irã, Coreia do Sul, Japão, Taiwan, Egito e Malásia (CONAB, 2016, USDA, 2017).

De modo que, a posição do Brasil, no ranking mundial, é de 2º maior produtor, com uma área de cultivo de milho de 15,21 milhões de hectares, alcançando uma produtividade média de 5,41 kg/ha, cuja produção já atingiu mais de 82 milhões de toneladas. No contexto regional, a cultura do milho no Centro Oeste representa atualmente 6,44 milhões de ha, com produtividade média de 6,12 kg.ha⁻¹ e a produção de milho com 47%, significando 39,44 milhões de toneladas (CONAB, 2016).

Muito embora, a produção das culturas no plantio convencional promoveu as perdas consideráveis das camadas superficiais de solo, equivalente a 25 ton/ha/ano. No Sistema Plantio Direto, prática inicialmente adotada a partir dos anos 80, as perdas do solo se tornam mínimas, pois reduziram para 0,5 - 5 ton/ha/ano (KLING; MACHADO, 2005; DECHEN; DE MARIA, 2009).

Entre outras características esses dois sistemas de produção (plantio direto e convencional) apresentam diferenciações no tocante ao manejo, visto que no plantio convencional há o revolvimento do solo, assim como, preparo de uso do solo com adição de condicionantes e fertilizantes, buscando melhores produtividades nas culturas.

Em particular, as justificativas de perdas de solo e ocorrência de erosões vinham agravando os sistemas de produção, sendo difundido o SPD, a partir do Sul no país. A partir dos anos 80, houve a implantação de sistemas mais conservacionistas, dentre eles o Sistema de Plantio Direto e o Cultivo Mínimo, cuja exploração destes agroecossistemas ascendem e ganham maiores adeptos por conta da temática sustentabilidade e significarem maiores possibilidades de incrementos na produtividade (KLING; MACHADO, 2005, CASÃO JUNIOR et al., 2008, URQUIAGA et al., 2010), além de permitir rotações de cultura e safrinha que pode ocorrer no SPD e faltar no PC.

Pode-se também considerar que em ambos sistemas agrícolas há emissões de N_2O , conforme obtido por Siqueira Neto et al., (2009), cujo experimento verificou maiores emissões desse gás após fertilizações (25% maiores), assim como, na colheita das culturas de verão, sobretudo milho/trigo, em relação a soja/trigo. Contudo, pode-se inferir de que a substituição do sistema de produção convencional para o sistema de produção de plantio direto, a liberação de N inorgânico pode ser gradativa e essa opção, pode aumentar o sequestro de C e a redução nas emissões de N_2O , visto que altera a matéria orgânica do solo em decorrência da atividade microbológica, além de diminuir a temperatura e aumentar a umidade do solo. Santos et al., (2016) obtiveram maiores picos de fluxos de N_2O após fertilizações nitrogenadas e em solo com maior teor de umidade, permitindo relacionar esses fluxos com as alterações no solo dos teores de nitrato e temperatura.

Entre as experiências e dúvidas recorrentes, mas já programando conter essas emissões de N_2O , o governo federal dispôs através do Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação da Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, também denominado de Plano (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono), já assumindo compromisso na COP15, em Copenhague, 2009, cuja redução e , das emissões de gases de efeito estufa (GEE) já estão projetadas até 2020. As tecnologias sustentáveis de baixa emissão de carbono do Plano ABC, foram aprovadas em 2011, foram desenvolvidas para condições tropicais e subtropicais, principalmente para a agropecuária de sequeiro.

Entre estas, estão propostas ações de plantio direto, fixação biológica do nitrogênio e sistemas integrados de produção, ILP ou ILPF, entre outras (MDA, 2012; EMBRAPA, 2013).

4.2 Sistema de Plantio Direto

No Sistema de Plantio Direto o cultivo de grãos é feito sem promover desgaste do solo, visto que está associado à conservação da umidade e estrutura do solo, redução nas operações mecânicas, e de certa forma, maior economia na força mecânica e no custo de energia (uso de combustível). Além disso, com a eliminação da movimentação do solo abriu possibilidade de incrementar muito mais o estoque de C orgânico no solo (URQUIAGA et al., 2010).

O Sistema de Plantio Direto (SPD) diferencia do Cultivo Mínimo, visto que este cultivo não confere rotação de cultura, diferenciando do SPD por conferir esta prática, além de consistir em realizar a semeadura ainda sobre a palhada, e em ambos não conferir revolvimento do solo. Esse sistema foi adotado pela primeira vez por Jones e colaboradores, em 1968. O primeiro registro da aplicação do SPD no Brasil foi em 1966, em Matão – SP. Somente em 1980, foram iniciados os trabalhos de pesquisas com SPD no Cerrado visando sua implementação nas lavouras nesse bioma (ABEAS, 2005, USSIRI; LAL, 2013).

A partir da década de 70, a adoção do Sistema de Plantio Direto (SPD) foi considerada uma das medidas conservacionistas mais promissoras na implantação de lavouras, sendo cultivado em todo mundo e já atingiu mais de 116 milhões de ha, deixando entre os três primeiros países, EUA, Brasil e Argentina. E a partir da década de 90, esse sistema vem ampliando significativamente tanto no sul do país quanto no cerrado, onde começou a ser cultivado na década de 80. Atualmente, já ultrapassa os 32 milhões de ha (2011/2012), correspondendo a 55% da área total plantada atualmente com culturas anuais (excepcionalmente grãos) no Brasil (ABEAS, 2005, FEBRAPDP, 2012).

O SPD compreende as etapas: a) o não revolvimento do solo; b) rotação de culturas; e, c) uso das plantas de cobertura que garantam formação de palhada. Esse sistema garante o controle da erosão, principalmente, devido à proteção do solo coberto pela palhada, reduzindo a densidade do solo e aumentando a rugosidade superficial, a

condutividade hidráulica e a taxa de infiltração de água no solo (CAMARA; KLEIN, 2005, CARNEIRO et al., 2009).

O SPD proporciona contribuições significativas, expressas pelos indicadores de qualidade do solo, com efeitos físico-químicos e biológicos benéficos no que se refere à estabilidade de agregados, estrutura e porosidade do solo, os efeitos da temperatura no solo, a infiltração de água no solo, o escoamento superficial e água disponível do solo, a compactação, o desenvolvimento radicular e a economia de água. A fertilidade do solo também é alterada por meio da correção de acidez, mineralização da matéria orgânica e suprimento de nitrogênio, acumulação e suprimento de fósforo e potássio (ABEAS, 2005, CASÃO JUNIOR et al., 2008).

Dechen; De Maria (2009) observaram que cada solo tem magnitudes diferentes de risco de erosão. De modo que, o SPD reduz em 75% as perdas de terra em comparação com os convencionais, tanto no cultivo do milho em SPD quanto para soja em SPD.

Outras práticas associadas ao SPD, como uso de plantas de cobertura, que incluem diversas espécies vegetais, desde gramíneas como braquiárias, milheto e sorgo até leguminosas como guandu e crotalárias, podem melhorar as propriedades do solo. Estas plantas podem ser utilizadas em rotação, sucessão, consórcios, ou mesmo, na integração lavoura-pecuária (CARVALHO; AMABILE, 2006, CARVALHO et al., 2008, VILELA et al., 2011, DONEDA et al., 2012).

Essas plantas de cobertura também são utilizadas como adubação verde e cobertura morta. A utilização destas plantas em cobertura estimula a microbiota do solo e aumenta os teores de matéria orgânica do solo, possibilitando maior ciclagem de nutrientes. Os processos de mineralização e imobilização no solo que controlam o fornecimento de nutrientes dependem da relação C/N e lignina/N dos resíduos, além dos teores de lignina, celulose e hemiceluloses (CERETTA et al., 2002, CANTARELLA, 2007, CARVALHO et al., 2010a, 2012).

Na quantificação dos estoques de C e N no solo, são enumerados muitos trabalhos (GARCIA RUIZ; BAGGS, 2007; COSTA et al., 2009; SIQUEIRA NETO et al., 2009, COUTINHO et al., 2010, CARVALHO et al 2010, CARVALHO et al., 2016, SANTOS et al., 2016) que estão relacionados ao aporte de resíduos permitindo emissões de CO₂ e N₂O de acordo com sua dinâmica e dependendo das condições

ambientais e propriedades do solo além das suas interrelações. Carvalho et al. (2016) mostraram que as leguminosas obtiveram maiores emissões de GEE em comparação a áreas em pousio. Embora, Santos et al., (2016) verificaram que sistemas rotacionais foram mais efetivos, a fim de maximizar a disponibilidade de N no sistema, o que pode contribuir com melhor eficiência na redução dos gases. Embora, os solos que favoreçam a microporosidade tendem a acumular maior conteúdo de água, o que pode originar condições redutoras, de acordo com a disponibilidade de N (SIQUEIRA NETO et al., 2009).

4.3 Plantas de cobertura e seu uso na região do Cerrado

As plantas de cobertura associadas ao cultivo de culturas, como por exemplo, o milho, além de proteger o solo, aumentam a eficiência de ciclagem de nutrientes, e a cultura subsequente passa a absorver esses nutrientes de camadas mais profundas (na média até 1 m) e liberá-los na superfície, após sua decomposição (DUDA et al., 2003).

A formação da palhada torna-se preponderante na condução do manejo por garantir a cobertura do solo e promover reduções significativas de perdas de solo pela erosão, sendo este sistema excepcional no manejo de solos degradados, permite assim, proteção ao solo, de modo a evitar o selamento superficial, decorrente do impacto das chuvas, o que reduz o escoamento superficial, bem como, permite aumentar a infiltração (EMBRAPA, 2012).

Neste contexto, podem ser selecionadas espécies de plantas indicadas para cobertura do solo, quer seja incorporado ou em cobertura morta, ou ainda plantadas em consórcio ou em sucessão com culturas (PAVEI, 2005, CARVALHO; AMÁBILE, 2006, EMBRAPA 2012).

A decomposição da palha proporciona a formação de ácidos fúlvicos, húmicos e humina, que são importantes frações da matéria orgânica do solo, bem como, contribui para favorecer a disponibilidade de compostos inorgânicos, como cálcio, magnésio, fósforo, potássio, nitrogênio e enxofre, entre outros importantes à assimilação das plantas (MAIA et al., 2008, DOBBS et al., 2008). A aplicação de resíduos orgânicos no solo beneficia e aumenta a fertilidade e o carbono orgânico do solo, e diminui a saturação por alumínio ou perdas de nutrientes pela enxurrada. (DECHEN; DE MARIA, 2009; PINTO et al., 2012, BRESSAN et al., 2013).

As plantas de cobertura, principalmente as leguminosas favorecem a melhoria da fertilidade do solo e disponibiliza nitrogênio ao solo, nutriente que é bastante exigido pelas plantas sequenciais no cultivo, sobretudo o milho (EMBRAPA, 2014). Parte dos resíduos é incorporada na biomassa microbiana do solo e esta atua nos processos de decomposição dos resíduos vegetais e na ciclagem de nutrientes, que depende da qualidade e da quantidade do material vegetal e da eficiência metabólica dos microrganismos do solo (PEREZ et al., 2005). Além dos benefícios de mineralização de N com o uso de plantas de cobertura, observa-se que ocorre eficiência na recuperação de N pelo milho quando as plantas de cobertura crotalária e milheto são incorporadas nesse sistema (SILVA et al., 2009).

Carvalho et al., (2008, 2010, 2012) destacam que a quantidade e qualidade de resíduos vegetais promovem alterações na dinâmica do nitrogênio e da matéria orgânica do solo. Em estudos com plantas de cobertura no sistema plantio direto, são indicadas as espécies *Canavalia* sp., *Mucuna* sp., *Crotalaria* sp., dentre as leguminosas utilizadas como plantas de cobertura, favorecendo as propriedades do solo com boa produção de fitomassa e decomposição mais rápida de acordo com sua relação C/N baixa, embora fique a depender em muito das condicionantes regionais e locais, como a umidade e a temperatura.

De forma análoga, vem sendo avaliadas outras espécies não leguminosas, como a braquiária que possuem potencial para contribuir com biomassa vegetal, conseqüentemente, cobertura da superfície do solo e ciclagem de nutrientes (CARVALHO et al., 2014; BRESSAN et al., 2013).

Nascente et al., (2014) comparando as plantas de cobertura *Pennisetum glaucum*, *Panicum maximum*, *Braquiaria brizantha* e *B. ruziziensis*, observaram que o *P. glaucum* demonstraram maior eficiência em decorrência de uma rápida decomposição, o que liberou mais rapidamente o N para o solo, representando melhor opção em relação às demais espécies como plantas de cobertura, sendo que estas resultaram em tempo mais longo para a liberação de N.

As espécies *Canavalia brasiliensis* e *Pennisetum glaucum*, favoreceram a maior produção da matéria seca da cultura subsequente e como plantas de cobertura, no sistema plantio direto promovendo efeito similar quantitativamente para o nitrogênio na parte aérea da cultura do milho. Contudo, o *C. brasiliensis* promove maior rendimento

para a produção do milho, o que deve ser justificado pela baixa relação C/N, que possibilitou rápida mineralização de compostos orgânicos e maior conteúdo de N (CARVALHO et al., 2006, CARVALHO et al., 2015).

As plantas de cobertura possuem diferentes taxas de decomposição, conforme observado por Torres et al. (2005) que avaliaram *Pennisetum americanum*, *Brachiaria brizantha*, *Sorghum bicolor*, *Cajanus cajan*, *Crotalaria juncea*, *Avena strigosa*, em pousio e em área de cultivo convencional (testemunha) no Triângulo Mineiro e determinaram que aos 42 dias ocorreu a maior taxa de decomposição, evidenciando que as leguminosas, *Crotalaria juncea* e *Cajanus cajan*, apresentaram maior taxa de decomposição, contudo o milheto manteve-se favorável na produção da matéria seca, seguido da espécie crotalária, entre as leguminosas.

Comparativamente, percebe-se que, diante do exposto, todas as plantas de cobertura apresentam uma maior taxa de liberação de N até 42 dias após dessecação e estas espécies estão sujeitas a imobilização e mineralização, correlacionando imediatamente ao seu tempo de decomposição.³

4.4 Ciclo do Nitrogênio e dinâmica do nitrogênio em solos agrícolas

O nitrogênio faz parte de inúmeros processos essenciais, sendo prioritário na manutenção da vida do planeta. Segundo Garcia et al. (2013), o nitrogênio disponível biologicamente é aquele que está ligado ao carbono, oxigênio ou hidrogênio e é conhecido como nitrogênio reativo. A concentração de nitrogênio gasoso na atmosfera é de 78%, sendo o mais abundante, mas, devido à ligação tripla desse gás ser bastante estável, é muito pouco disponível para os seres vivos.

O nitrogênio atmosférico (N₂) pode ser fixado através de descargas, e somente através de tempestades, podem quebrar as ligações triplas para assim disponibilizar algo em torno de 2 – 20 Mt de nitrogênio reativo no ambiente. A maioria do nitrogênio gasoso é fixado simbioticamente por bactérias que se associam nas raízes de leguminosas e, nos ambientes terrestres, fixam entre 90 – 130 Tg. N.ano⁻¹.

No solo, a nitrificação, que é a oxidação aeróbica de amônia a nitrito e na sequência oxida a nitrato, é feita por bactérias dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*, respectivamente, além de Archae, sendo este último mais encontrado em ecossistemas

marinhos. As reações de nitrificação ocorrem pela ação de bactérias, e ocorre em todos os ecossistemas. Porém, ocorrem ações de poucas bactérias quimiautotróficas que foram identificadas e consideradas capazes de realizar a maior parte da oxidação da amônia, e são as *Nitrosomonas* e *Nitrosospira*, as mais evidentes e também, as principais bactérias do solo e da água que oxidam a amônia a nitrito, além da *Nitrobacter*, que se refere ao principal gênero de bactérias, e que oxidam o nitrito ao nitrato, sendo que todo este processo enzimático, possibilita ocorrer produtos de reações enzimáticas intermediários, como: NO_2 , NO e N_2O (SIGNOR; CERRI, 2013).

Os subprodutos da mineralização do nitrogênio orgânico, a partir da NH_4^+ , também passam pelo processo de nitrificação e posteriormente, desnitrificação, e se considerarmos ao fato de dispor de um solo fertilizado com nitrogenados, por exemplo, em condições favoráveis de umidade, tem-se uma emissão N_2O , que pode comprometer 1,25% do total aplicado (SIQUEIRA NETO et al., 2011).

Contrariamente, o nitrogênio na forma de NO_3^- , pode passar pelo processo de redução até a forma de N_2 denominado, desnitrificação, o qual envolve bactérias anaeróbias facultativas, Archae, e em alguns casos, esta reação envolve fungos (SMITH, 2010, SIGNOR; CERRI, 2013). O processo denominado desnitrificação, sob condição anaeróbia facultativa e o envolvimento somente um tipo de bactérias autotróficas oxidantes de NH_4^+ , utilizam o nitrato como acceptor final de elétrons em substituição ao oxigênio. Obtendo-se redução microbiológica de nitrato ou nitrito até a forma de nitrogênio gasoso, pode ser executada por um diverso grupo de bactérias, ou pode ter envolvimento de Archae, e estarem esses microrganismos diretamente envolvidos com as emissões, ainda que seja em um efeito mínimo. Como também, podem-se envolver fungos, contudo estes ainda são considerados incertos.

No decorrer dos dois processos, alguns produtos intermediários são produzidos, entre eles o N_2O , que é liberado para a atmosfera (BAGGS; PHILIPPOT, 2010). De fato, ocorre oxidação de NH_4^+ até NO_2^- , mas também pode ocorrer na nitrificação, condicionar a redução de NO_2^- em N_2O , sempre de acordo com fatores biológicos e físicos do solo. De forma que, a ocorrência de NH_3 ou NH_4^+ no ecossistema condiciona ao processo de nitrificação (SMITH, 2010, ENRICH-PRAST, 2012).

4.5 Fontes do Nitrogênio e suas frações

O nitrogênio (N) consiste em um elemento nutricional, essencial às plantas e é um dos nutrientes mais exigidos pelas culturas (EMBRAPA, 2012). Na cultura do milho, cerca de 30 a 60% do N que é aplicado na forma de fertilizante é recuperado pela planta, o que representa uma perda grande de N inorgânico no sistema (FERNANDES; LIBARDI, 2012). Esse N pode sofrer lixiviação na forma de nitrato, volatilização como amônia, e ainda, desnitrificação, principalmente na forma de N₂O (URQUIAGA et al., 2010, URQUIAGA; ZAPATA, 2000).

Como a taxa de crescimento populacional implicou no aumento da produtividade agrícola para suprir a fome no mundo, ou seja, cresce a demanda por alimentos e cada vez mais são necessárias maiores quantidades de fertilizantes nitrogenados, de acordo com a demanda das culturas, o que exige crescentes reposições do N no agroecossistema (URQUIAGA et al., 2010). Esse nitrogênio, constitui um fator limitante ao crescimento das plantas cultivadas e é adicionado ao solo na forma de fertilizantes minerais, orgânicos e/ou via fixação biológica do nitrogênio, conforme citado anteriormente, e/ou é fixado através de plantas no cultivo ou de cobertura (excepcionalmente FBN).

Nos últimos anos, tivemos uma ascendente utilização de fontes nitrogenadas minerais consideráveis, compostos principalmente por sulfato de amônio ou uréia, porém muito mais solúveis e dispersos no ambiente, após ter ocorrido a Revolução Verde, a partir da década de 70 (IBGE, 2012), para que a agricultura conseguisse manter os seus altos níveis de produtividade. Vale destaque, de que a produção de amônia implica em 5% no consumo de gás natural no mundo e a produção de grãos está diretamente conectada com a produção e uso da energia fóssil (GARCIA et al., 2013).

No crescimento vegetativo e na produção da espiga, cerca de 70 a 90% do que é aplicado de N pode ser absorvido, de modo que, demanda menor absorção na emissão do pendão e início da formação da espiga (EMBRAPA, 2012). Ainda que, em outras culturas, como o trigo, e no geral, essa absorção é minimamente de 40 a 60% do que é aplicado às plantas (ZAGONEL et al., 2002).

Contudo, a disponibilidade do N na forma inorgânica ou orgânica às plantas depende dos fatores como: razão C/N e lignina/N, conteúdos de lignina e polifenóis, manejo do solo, rotação de culturas e aproveitamento de N pelas culturas presentes.

Pois, no solo, a disponibilidade do N dependerá de sua posição no perfil, se mais superficial ou em profundidade, ou mesmo, de acordo com o manejo, podendo liberar o N de forma mais gradual através dos processos de mineralização/imobilização (D'ANDREA et al., 2004).

Inselsbacher e Nasholm (2012) observaram que a disponibilidade do N exerce impacto em proporções significativas nos processos bioquímicos, possibilitando às plantas sequestrar C ou suprir estas em até 80% com formas orgânicas, tipicamente aminoácidos, superando as formas minerais de amônio e nitrato que colaboram com apenas 10% cada. Assim, a matéria orgânica do solo é considerada como um dos melhores atributos indicador de qualidade do solo, pois permite inferir na dinâmica do N em agroecossistemas.

Nascente et al. (2014), muitos dos nutrientes, principalmente N total do solo, encontram-se no solo apresentam-se nas formas de amidas e aminas, compondo as formas das frações orgânicas (90%), convergindo a formas mais assimiláveis, em condições aeróbias. O aumento nos teores de umidade do solo pode favorecer reações de desnitrificação, pois esse processo depende de fatores bióticos e abióticos, como os teores de N total, a relação C/N do solo e a presença de resíduos vegetais, que podem sofrer decomposição dependendo da umidade e da temperatura do solo (KNOEPP; VOSE, 2007, SOUZA et al., 2009).

A fração do N disponível, configura como a fração mineral (NO_3^- , NH_4^+), associada a compostos orgânicos de baixo peso molecular (aminoácidos e açúcares aminados). Há metodologias que determinam essas frações no solo, através do uso de vários extratores químicos, estimando a disponibilidade deste N no solo e este possui estreita correlação com o N absorvido pelas culturas, cuja experiência tem sido comprovada em ensaios de nutrição de plantas, como verificaram com o trigo (MENECHIN et al., 2008), milho e aveia (SERRA, 2006; GIANELLO et al., 2000). Em estudos com a cultura do trigo, Meneghin et al. (2008) utilizaram vários extratores químicos para avaliar o N disponível do solo e sugeriram a utilização da solução-tampão Na_3PO_4 /bórax - tampão pH 11,2 + NO_3^- na avaliação de N disponível em solos do Distrito Federal, pois, além da praticidade da análise, há economia de reagentes e se extrai o nitrato, amônio e açúcares aminados em uma mesma análise.

O N disponível configura como N lábil do solo e refere-se à fração composta por nitrato, amônio, aminoácidos e açúcar aminados no solo e suas formas orgânicas tendem a ser mais rapidamente prontamente mineralizável, muitas vezes está relacionada a baixa relação C/N, ocorrendo rápida decomposição, como pode ser verificado com a Crotalária, que proporcionou maior disponibilidade e absorção de nutrientes pelo capim buffel (SILVA; MENEZES, 2007).

O nitrogênio no solo também ocorre em várias frações granulométricas da matéria orgânica do solo. A fração particulada da matéria orgânica, cuja fração > 53 µm, com ig a ent e os indicado es na qualidade do solo e permite um melhor controle nas alterações do solo entre os sistemas de manejo, sendo sua principal função a ciclagem de nutrientes, pois dispõe da energia aos microrganismos a fim de desencadear os processos de formação e estabilização dos agregados, além disso esta fração está associada à disponibilidade de nitrogênio no solo (WINCK et al., 2014, LUCE et al., 2014).

O N associada aos minerais do solo refere-se à fração granulométrica do solo (<5 µm , contendo nitrogênio de difícil decomposição e está fortemente ligada aos minerais do solo e esta é de difícil mineralização.

Para satisfazer a demanda da cultura principal é importante destacar a necessidade de se identificar a quantidade de nutrientes disponíveis no solo, e nesse ensejo pode estar representada pelas relações que se estabelecem, como N particulado:N total, bem como, N disponível:N total.

O fator que dificulta a recomendação de adubação de forma eficiente se encontra relacionado pela razão da sua dinâmica no solo, que envolve reações como: imobilização/mineralização; nitrificação/desnitrificação; lixiviação/volatilização; adsorção/sorção; entre outros mecanismos, os quais são provenientes da interação entre microrganismos e colóides do solo e mediados por fatores climáticos de difícil previsão (HENTZ et al., 2014). Entretanto, esta disponibilidade também depende da sua localização e do conteúdo nas camadas do solo, bem como do manejo adotado (D'ANDREA et al., 2004).

4.6 Gases de Efeito Estufa e emissões de N₂O nos solos cultivados

Os Gases de Efeito Estufa - GEE naturalmente correspondem à energia solar incidente sobre a Terra. E quando se acumulam, aquecem o planeta, refletem e irradiam ou retornam para a atmosfera, na forma de radiação infravermelha, conferindo assim, uma superfície aquecida, dentro da média global do planeta, denominada efeito estufa natural (em torno de 15° C). Esse efeito estufa natural garante a sobrevivência de espécies e da humanidade na terra, sendo muito importante para o balanço energético do planeta (MACHADO, 2005, SMITH, 2010, CARVALHO et al., 2010a, GARDI et al., 2014). Com a Revolução Industrial, suas concentrações foram se acumulando na atmosfera, em decorrência de ação antrópica e obtendo-se como resultado dos significativos avanços tecnológicos. Dentre estes, os gases que se destacam ao longo do tempo, citam-se: vapor d'água (H₂O), o dióxido de carbono ou gás carbônico (CO₂), o óxido nitroso (N₂O), o metano (CH₄) e o ozônio (O₃).

As emissões de GEE tornaram-se motivo de discussão e estudos a partir do século passado, constituindo Acordos em Convenções, devido ao acelerado processo de desenvolvimento industrial e tecnológico. Segundo o Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas – IPCC evidencia-se um aumento de 0,74° C na temperatura média superficial da terra nos últimos 140 anos, de 1860 a 2000 (GARDI et al., 2014). De acordo com a Quarta Avaliação do IPCC, o aumento está entre 0,4° C e 0,7° C, no limite inferior, porém se dobrar nos próximos 100 anos poderá ser de 1,5° C na temperatura média global, conseqüências drásticas como a expansão volumétrica da água dos oceanos que, associada ao degelo parcial das geleiras e calotas polares, notadamente o Ártico, pois aumentaria os níveis dos mares entre vinte e sessenta centímetros (MOLION, 2008).

Em inventários realizados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América, ou mesmo inventários nacionais, são encontrados outros gases não comumente citados, como: o hexafluoreto de enxofre (SF₆), além de duas famílias de gases, os hidrofluorcarbonetos (HFC) e os perfluorocarbonetos (PFC) do setor industrial. Contudo, entre esses GEEs, os que estão em evidência para as negociações das mudanças climáticas globais são o dióxido de carbono, o metano e o óxido nitroso, visto que provocam alterações climáticas de maior relevância. No inventário da Agência de Proteção dos Estados Unidos, foi apontado que o setor energético responde por

86,4% das emissões, seguido do setor agropecuário, com maior proporção para o N₂O que corresponde a 6,3% das emissões, ficando o setor industrial responsável por 4,5%, na geração e tratamento de resíduos, 2,7% e o uso de solventes e outros produtos, representam menos que 1% (BRASIL, 2013, GARDI et al., 2014).

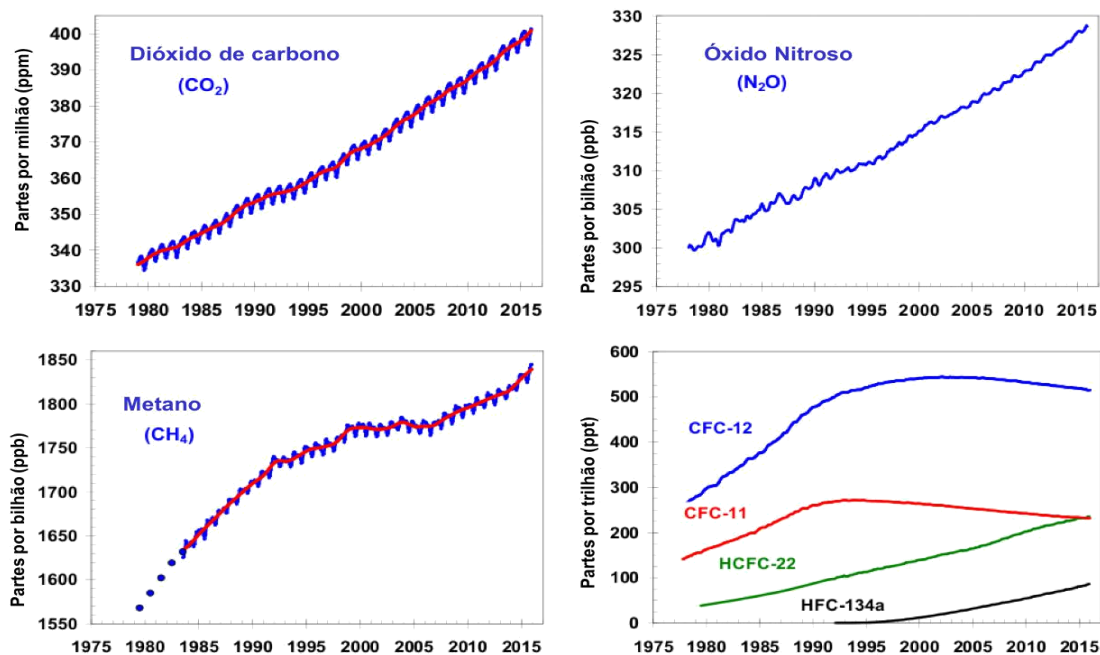
Na atualidade, os mais importantes GEE, em discussão, são CO₂, CH₄ e N₂O relacionados com potencial de aquecimento global, com potenciais de CH₄ e N₂O em 25 e 298 vezes mais que o CO₂, respectivamente. Esse GEE confere efeito positivo na retenção da radiação infravermelha na troposfera e se acumula nesta camada de ar, promovendo sua capacidade de elevar a temperatura do planeta, contribuindo com o aquecimento do planeta (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012, SIGNOR; CERRI, 2013, BRASIL, 2013, HAYASHI et al., 2015).

Outro fator considerado como preponderante é que o N₂O possui característica semelhante aos clorofluorcarbonetos – CFCs, ambos estáveis na troposfera. Porém, instáveis na estratosfera e nessa camada proporciona a liberação de ativos químicos, tal como óxido nítrico – NO, sendo que este reage com o ozônio – O₃, causando sua destruição catalítica. O N₂O também pode ser decomposto em N₂ e O (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012, HAYASHI et al., 2015).

O N₂O está presente no sistema através de ocorrência de descargas elétricas e reações fotoquímicas (aerossóis), de modo a conferir N ao solo, bem como, pode se acumular através das atividades agrícolas, principalmente, por meio das elevadas aplicações de fertilizantes nitrogenados ou resíduos.

A atividade agropecuária está inserida nesse debate, em decorrência do uso continuado de fertilizantes nitrogenados, uma das principais fontes de N₂O antropogênico, além das práticas de preparo agrícola que aceleram o processo de oxidação da matéria orgânica, o que vem contribuindo para o aumento das emissões de N₂O para a atmosfera (PAVEI, 2005, SIQUEIRA NETO et al., 2011, URQUIAGA et al., 2010).

Na Figura 2.1 são apresentadas as concentrações de óxido nitroso na atmosfera já atingindo uma concentração de 330 ppb e 400 ppm para o óxido nitroso e gás carbônico, respectivamente, segundo COP15 e NOAA (2016), respectivamente.



Fonte: National Oceanic and Atmospheric Administration - NOAA (2016)

Figura 1 Mudanças na concentração atmosférica dos GEEs, conferindo CO₂, CH₄, N₂O e CFCs.

No Brasil, a contribuição oriunda da agricultura e da mudança de uso da terra é bem mais acentuada sendo, cerca de 75%, 91 e 94% referentes aos totais das emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, respectivamente (CERRI, CERRI, 2007).

O N₂O é originário de reações no solo devido às transformações do nitrogênio e é resultado das reações de nitrificação e/ou desnitrificação, sendo que este último processo ou ocorre, sobremaneira, em situação de anaerobiose, ou simultaneamente, na ocorrência de um processo de mineralização das formas orgânicas de N no solo, por estar facilitado pelo acréscimo de fertilizantes, e nesse caso, NH₄⁺ (SMITH, 2010; BAGGS; PHILLIPOT, 2010, SIQUEIRA NETO, 2011). Os estudos recentes apontam que os resíduos vegetais produzem N₂O durante a síntese de nitrificação autotrófica, considerando-se que o processo que pode ocorrer por ação das bactérias nitrato-oxidantes. (BAGGS; PHILLIPOT, 2010, SMITH, 2010, SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012).

No solo, sob condições suboxídicas ou anóxicas, o N₂O é produzido através de efeito enzimático redutor de nitrato (NO₃⁻), passando por nitrito (NO₂⁻), este reduz sequencialmente para óxido nítrico (NO) e N₂O sob ação de denitrificantes em condições anaeróbicas, mas que também chegam a forma de gás dinitrogênio (N₂)

Nas condições oxídicas, em condições de baixo O₂, e na área da microrregião das raízes, em microssítios do solo com diferentes concentrações de oxigênio, pode ocorrer a formação de N₂O, quando o NH₄⁺ é oxidado liberando NO₂⁻ pelas *Nitrossomonas*, e em seguida, na oxidação de NO₂⁻ para NO₃⁻ pelas bactérias *Nitrobacter*. Contudo na primeira oxidação, obtêm-se produtos intermediários como a hidroxilamida (NH₂OH), principalmente sob baixas condições oxídicas, assim como, na formação de NO₂⁻, podem ocorrer outros produtos de reações, formando-se NO e N₂O, ou seja, as condições químicas favoreçam uma reação incompleta e dão possibilidade às formas gasosas, não obtendo somente o NO₂⁻ (SMITH, 2010, HINK et al., 2016).

Porém, existem estudos relacionados ao manejo do solo através do sistema plantio direto e/ou cultivo mínimo, influenciando no sequestro de GEEs a partir destes, pois especificamente para o N₂O, ainda preponderam questionamentos dos efeitos relacionados com a microbiota do solo, que se pressupõe atuar de modo favorável ou desfavorável (SIQUEIRA NETO et al., 2011).

Como observa-se nos trabalhos de Abdalla et al. (2014) que compararam o cultivo reduzido associado ao uso de plantas de cobertura com o sistema convencional e concluíram que a eficiência do sistema de cultivo mínimo na mitigação de gases de efeito estufa depende essencialmente do “sequestro” de carbono pela planta de cobertura no sistema. Esta capacidade de absorver o CO₂ da atmosfera deverá compensar as maiores emissões de N₂O que predominam nesses sistemas, resultando em um balanço favorável à mitigação de GEE.

De forma que, buscam-se plantas de cobertura que mesmo favorecendo emissões de N₂O em função da dinâmica de liberação de N no solo acumulem ou “sequestrem”, desta maneira, desse modo, um balanço favorável, consequentemente, possam contribuir para mitigação de GEEs.

4.6.1 Fatores edafoclimáticos que afetam a emissão de N₂O

A principal condição para que haja emissão se refere a disponibilidade de N aumentando essa predisposição para maiores ocorrências de Gases de Efeito Estufa (N₂O e NO) cujo modelo *Hole-in-the-Pipe* (Figura 2.2) mostra os vários fatores que atuam e estão interagindo entre si. Entre os fatores que estão diretamente envolvidos com as emissões de N₂O são observados processos bióticos e abióticos, fazendo parte dos processos bióticos, as bactérias oxidativas agem sobre a nitrificação e

desnitrificação, assim como, entre os processos abióticos interagem, pois sob condições aeróbias e ou condições microanaeróbias ocorrem picos de N_2O sob variabilidade ambiental, entre estes: tipo de solo, porosidade, presença de O_2 , temperatura do solo, umidade, pH, teores de MO, disponibilidade de N, NO_3^- e NH_4^+ , relação C/N e também manejo do solo, ou mesmo, rotação de culturas e, no geral, todos os citados ressaltam importância, porém os mais destacados são temperatura, umidade e densidade do solo (SIGNOR; CERRI, 2013).

Temperatura, umidade e densidade do solo

Pode-se inferir de que a temperatura do solo, quando aumenta, está diretamente relacionada com a respiração microbiana, favorecendo a desnitrificação, além disso, a ocorrência de microsítios anaeróbios, a maior densidade do solo, o aumento da umidade do solo, podem favorecer a desnitrificação.

Características do solo, práticas no manejo do solo, macroporos e microporos

Outros fatores exemplificam estas variações, no que vale considerar que solos argilosos com ocorrências de chuva tem maior possibilidade de emitir mais picos de N_2O que solos arenosos, contudo, diante de teores de umidade variando, podem ser determinantes, em solos arenosos e diferentes condições de manejo do solo com precipitações eventuais podem promover maiores emissões de N_2O . As alterações no manejo podem-se ocorrer alterações no tocante a pH, disponibilidade de C, ou mesmo, relação C/N, condicionando a maiores liberações de picos de N_2O .

Tem-se alguns fatores influenciados por pequenas áreas que geram microclimas. Segundo estudos, que estão diretamente relacionadas ao processo químico, por onde há possibilidade de picos de N_2O e com maior tendência da oxidação de NH_2OH (hidroxilamina), em solos neutros ou ácidos, diferenciando aos solos mais básicos, visto que a hidroxilamina se torna reativa com os carbonatos ($CaCO_3$) e obtém-se liberação do N_2 (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006, SIGNOR; CERRI, 2013), contudo esta condição pode estar relacionada com o tamanho dos poros.

Volume total dos poros, Densidade do Solo, Resistência à Penetração

Carneiro et al. (2009) obtiveram que sob manejos de plantas de cobertura obtiveram alterações na densidade de solo, volume total de poros, macroporos e resistência a penetração no Neossolo e Latossolo, e foi constatado pequena variação química nos dois solos. De modo que os atributos isolados pouco influenciaram, mas quando referenciado pela análise multivariada, foi possível constatar que em manejos sustentáveis houve tendência de maior volume de poros nas áreas sob sorgo, cerrado e pastagem. No Latossolo Vermelho, foi verificado maior resistência à penetração em áreas de pastagem, milho em PC e nabo em PD.

Espaço Poroso Saturado por Água – EPSA, temperatura e umidade

Muito embora existem trabalhos que citam sítios anaeróbios no solo que emitem N_2O , possibilitando desnitrificações e emissões de picos de N_2O , o espaço poroso deve estar ocupado por água ($EPSA > 60\%$) para que ocorra a nitrificação e a tendência é ocorrer emissões do N_2O , estimulando as bactérias denitrificadores. De modo que, esta relativa contribuição pela nitrificação e desnitrificação com emissão dos gases NO , N_2O , and N_2 se expressa em função do EPSA.

Davidson et al., (2000) assim como, Liu et al. (2007), e Pimentel et al., (2015) consideraram que a quantidade de EPSA e esta correlação esta diretamente envolvida com a disponibilidade de C, como também nitrificação potencial e mineralização N, pois estão, sobremaneira, interagindo com os picos de N_2O , favorecendo a desnitrificação quando o EPSA está ≥ 70 , de modo contrário a nitrificação ocorre quando o EPSA diminui e esta se situando em torno de ≤ 0 , dando destaque aos picos mais forte relacionados a leguminosas e menores picos de N_2O para gramíneas.

Contudo, também pode estar condicionado também pelo baixo pH que inibe a enzima óxido nitro redutase, o que diminui as emissões de N_2O na presença de O_2 . Pois, a nitrificação associado a variação do pH e com um aumento no pH, condiciona as emissões a ocorrerem com maior frequência. Caso contrário, em pH alto, mas com O_2 baixo, favorece a desnitrificação, e as emissões tendem a decrescer (SIGNOR; CERRI, 2013).

Matéria orgânica, manejo do solo e rotação de cultura

Carneiro (2013) em estudo sobre a dinâmica do N, obteve que maiores quantidades de N mineralizado para Latossolo Vermelho distrófico - LVdf, independente do resíduo analisado. Marques (2000) mostrou que a atividade microbiana é alterada pela qualidade do resíduo orgânico (palhada do lab-lab e milho) adicionado e pelo tipo de preparo de solo, predispondo a um aumento do N e CO₂, principalmente no início da incubação.

Os teores de C orgânico total do solo e suas frações podem favorecer a microbiota do solo, alterando a dinâmica de nutrientes. O C orgânico total (COT) pode apresentar pouca variabilidade, contudo, o C da Fração Leve (CFL), evidencia importante componente na manutenção da atividade microbiana, e pode configurar com alterações significativas de acordo com o manejo adotado, visto que em Latossolos, o COT pode manter-se com menor concentração, ao passo que o CFL ainda que apresente 50% em redução, pode influenciar a atividade microbiana (CARNEIRO et al., 2009, CUNHA et al., 2011).

Na Figura 2.2, sugerido por Davidson (2000), está apresentado o modelo simplificado dos fatores que se alteram e interagem no solo e estão intrinsicamente envolvidos com as emissões de NO e N₂O. O fluxo do N através do buraco encontrando no primeiro nível emissões de NO e N₂O e grosseiramente representam o ciclo do N, e quantidades dos gases NO e N₂O são perdidas pelos buracos no segundo nível, valendo-se dos teores de umidade. Vale destacar que solos bem aerados e secos predomina a nitrificação permitindo mais emissões de NO. Em solos úmidos, as liberações de NO e também na redução sob a forma de N₂O, são liberados a atmosfera. Em anaerobiose, a maior parte do N₂O reduz para a forma de N₂, sendo assim liberados para atmosfera.

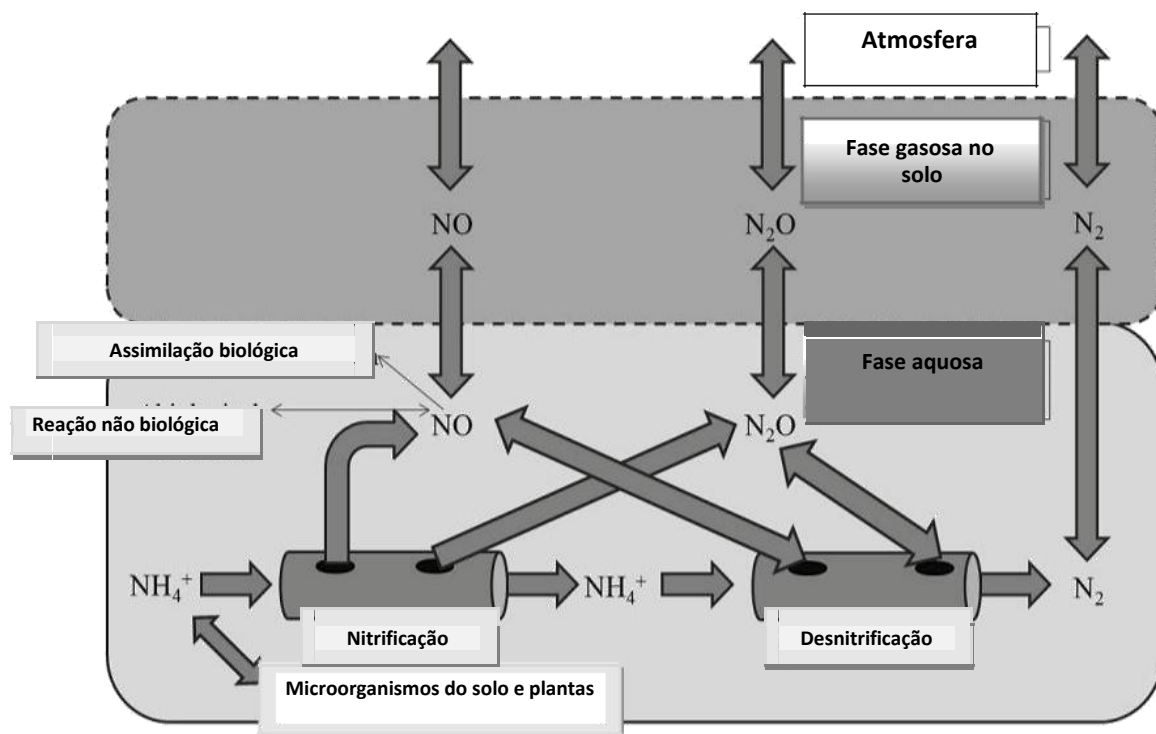


Figura 2 Modelo *Hole-in-the-pipe*

Fonte: (citado por Signor e Cerri, 2013 e adaptado de Davidson et al., 2000).

Devido à importância na adoção de sistemas conservacionistas no cenário atual, como o Sistemas de Cultivo Mínimo e/ou Sistemas Plantio Direto, deve-se insistir em ampliar aos sistemas integrados de produção, como a ILP ou ILPF, para mitigar os efeitos deletérios das emissões de N_2O . Deve-se, ainda, firmar políticas públicas para estimular o uso dessas práticas agrícolas pelos produtores. Portanto, é de fundamental importância estar avançando na busca por mais pesquisas tanto a nível local, como no cenário global.

4.7 REFERÊNCIAS

ABEAS - Associação Brasileira de Educação Agrícola Superior, , **Características e benefícios do Plantio Direto**, FAV, Brasília, 2005.

ABDALLA, M.; HASTINGS, A.; HELMY, M.; PRESCHER, A.; OSBORNE, B.; LANIGAN, G.; JONES, M. B. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. **Geoderma**, v. 223, p. 9-20, 2014.

BAGGS, E.M.; PHILIPPOT, L. Microbial terrestrial pathways to nitrous oxide. In: **Nitrous Oxide and Climate Change**, Smith, K (Ed.). Earthscan, London, p. 4-35, 2010.

BEUCHLE, R.; GRECCHI, R.C.; SHIMABUKURO, Y.E.; SELIGER, R.; EVA, H.D.; SANO, E.; ACHARD, F. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116-127. 2015.

BRASIL, Ministério da Ciência Tecnologia e Inovação. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília: Ministério da Ciência Tecnologia e Inovação, 2013.

BRESSAN, S. B.; NÓBREGA, J. C.A.; NÓBREGA, R. S. A.; BARBOSA, R. S.; SOUSA, L. B. S. Plantas de cobertura e qualidade química do solo sob plantio direto no cerrado maranhense, **Revista Brasileira Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 17, n. 4, p. 371 – 378, 2013

BOARETTO, A. E. A Evolução da população mundial, da oferta de alimentos e das ciências agrárias, **Revista Ceres**, v. 56, p. 513 - 526, 2009.

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**, v. 115, p. 559-577, 2012.

CAMARA, R. K.; KLEIN, V. A. Escarificação em Plantio Direto como técnica de conservação e água, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29. p. 789-796, 2005.

CANTARELLA, E. Nitrogênio. In: NOVAIS, R.F. et al. Eds. Fertilidade do solo. Viçosa, MG, **Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**. p.375-470, 2007.

CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; REIS, E. F.; PEREIRA, H. S.; AZEVEDO, W. R. Atributos físicos, químicos e biológicos de solo de cerrado sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 1, p. 147-157, 2009.

CARNEIRO, W. J. de O.; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Mineralização de Nitrogênio em Latossolos adubados com resíduos orgânicos, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, p 715-725, 2013.

CARVALHO, A. M. DE; AMÁBILE, R F. **Cerrado: Adubação Verde**, Planaltina – DF: Embrapa Cerrados, 2006. 369 p.

CARVALHO, A. M. DE; BUSTAMANTE, M. M. DA C.; SOUSA JUNIOR, J. G. DE A.; VIVALDI, L. J. Decomposição de resíduos vegetais em latossolo sob cultivo do milho e plantas de cobertura, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2831 – 2838, 2008.

CARVALHO, M. de C.; DANTAS, R DE A.; COELHO, M. C.; LIMA, W.M.; SOUZA, J. P. S. P DE; FONSECA, O. P.; GUIMARAES JUNIOR, R. Teores de hemiceluloses, celulose e lignina em plantas de cobertura com potencial para sistema de plantio direto no Cerrado. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento. Embrapa Cerrados: Planaltina – DF, 2010a. 15 p.

CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, M. L. N.; MELLO, C. R. De; CERRI, C. E. P. Potencial de sequestro de Carbono em diferentes biomas no Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, p. 277-289, 2010b.

CARVALHO, M. de C.; COELHO, M. C.; DANTAS, R. A.; FONSECA, O. P.; GUIMARAES JUNIOR, R.; FIGUEIREDO, C. C. Chemical composition of cover plants and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna. **Crop & Pasture Science**, v.63, p.1075–1081, 2012.

CARVALHO, A.M. de, MIRANDA, J. C. C., GEROSA, M. L., RIBEIRO JUNIOR, W. Q. Adubação Verde e Plantas de Cobertura no Cerrado In: DE LIMA FILHO, O. F.; AMBROSANO, E. J.; ROSSI, F.; CARLOS, J. A. D. (Org.). **Adubação verde e plantas de cobertura no cerrado**. 1^a ed. Brasília: Embrapa, v. 02, p. 01-55. 2014.

CARVALHO, A.M.; COSER, T. R.; REIN, T. A.; DANTAS, R. DE A.; SILVA, R. R.; SOUZA, K. W. Manejo de Plantas de Cobertura em Duas Épocas e Efeito no Rendimento do Milho. Pesquisa Agropecuária Brasileira (1977. Impressa), v. 50, p. 01-11, 2015.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M DA C.; COSER, T. R.; MARCHÃO, R. L; MALAQUIAS, J. V. Nitrogen oxides and CO₂ from an Oxisol cultivated with corn in succession to cover crops. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 51, n.9, p. 1213 – 1222, 2016

CASÃO JUNIOR, R.; ARAUJO, A. G. DE; LHANILHO, R. F. **Sistema de Plantio Direto no Sul do Brasil**: Fatores que promoveram a evolução do sistema e desenvolvimento de máquinas agrícolas, Londrina (PR): IAPAR, 2008. 100 p.

CERETTA, C.A.; BASSO, C.J.; HERBES, M. G.; POLETTO, N.; SILVEIRA, M. J. DA. Produção e decomposição de plantas invernais de cobertura do solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. **Ciência Rural**, v.32, n.1, p.49-54, 2002.

CERRI, C. C.; CERRI, C. E. P. Agricultura e Aquecimento Global. In: LAL, R.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; ETCHEVERS, J.; CERRI, C. E. P. **Carbon sequestration in soils of Latin America**. Binghamton: Haworth Press, 2006, p. 49-64.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento (2016). Acompanhamento da safra brasileira de grãos, v. 1, n.3, Brasília: Conab.

CONCEIÇÃO, P. C.; AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J.; SPAGNOLLO, E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.777-788, 2005.

COSTA, F DE S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. Estoque de carbono orgânico no solo e emissões de dióxido de carbono influenciadas por sistemas de manejo no Sul do Brasil, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 323-332, 2008.

COSTA, A. R. DA; MADARI, B. E.; CARVALHO, M. T. DE M.; MACHADO, P. L. O. de A.; BERNARDES, T. G.; SILVEIRA, P. M. DA. Uso do Nitrogênio na Agricultura e suas implicações na emissão do gás de efeito estufa óxido nitroso (N₂O). doc 29. Santo Antonio de Goiás (GO): Embrapa Arroz e Feijão. 2009. 47 p.

CUNHA, E. de Q.; STONE, L. F.; FERREIRA, E. P. DE B.; DIDONET, A. D.; MOREIRA, J. A. A.; LEANDRO, W. M. Sistemas de preparo do solo e culturas de cobertura na produção orgânica de feijão e milho. II – Atributos biológicos do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p. 603-611, 2011.

CURTIN, D.; MCCALLUM, F. M. Biological and chemical assays to estimate nitrogen supplying power of soils with contrasting management histories. **Australian Journal of Soil Research**, v.42, p.737-746, 2004.

D' NDR , . F.; SILVA, M. L. N.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.179-186, 2004.

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, n. 8, p 667 - 680, 2000.

DECHEN, S. C. F.; DE MARIA, I. C., SPD contra perdas de terra, água e nutrientes, Visão agrícola: ambiente recursos naturais, n.9, p. 144 – 149, 2009.

DOBBS, L. B.; CANELLAS, L. P.; ALLEONI, L. R. F.; REZENDE, C. E. DE; FONTES, M. P. F.; VELLOSO, A. C. X. Eletroquímica de Latossolos Brasileiros após a remoção da Matéria Orgânica Humificada Solúvel, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 985 – 996, 2008.

DONEDA, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; MIOLA, E. C. C.; GIACOMINI, D. A.; SCHIRMANN, J.; GONZATTO, G. Fitomassa e Decomposição de Resíduos de Plantas de Cobertura Puras e Consorciadas, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 1714 – 1723, 2012.

DUDA, G.P; GUERRA, J. G. M.; MONTEIRO, M. T.; DE-POLLI, H.; TEIXEIRA, M. G. Perennial herbaceous legumes as live soil mulches and their effects on C, N and P of the microbial biomass. **Scientia Agricola**, v.60, p.139-147, 2003.

EMBRAPA Milho e Sorgo, Sistema de Produção 1, 8a. ed, www.embrapa.br, acesso: 07 de agosto de 2014.

EMBRAPA **Práticas de Conservação de Solo e Água**, Circular Técnica 133, 2012.

EMBRAPA Soja. A **fixação biológica do nitrogênio como tecnologia de baixa emissão de carbono para as culturas do feijoeiro e da soja**. Documentos 337. Londrina PR: Embrapa Soja, 2013, 24 p.

ESCOBAR, L. F.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; CHAVEZ, L. F.; ZANATTA, J. A.; FIORIN, J. E. Postharvest nitrous oxide emissions from a subtropical oxisol as influenced by summer crop residues and their management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 2, p. 507-516, 2010.

FERNANDES, F. C. DA S.; LIBARDI, P. L. Distribuição do Nitrogênio do sulfato de amônio (^{15}N) no sistema solo-planta, em uma sucessão de culturas, sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Maringá, v. 36, n. 3, p. 885-893, 2012.

F R D - Federação Brasileira de Defesa do Plantio Direto no Brasil (2010). Acesso em 01 de 01. Disponível em:

http://www.febrapdp.org.br/download/Ev_area_pd_brasil.pdf

GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E. M. N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. **Plant Soil**, v. 299, p. 263-274, 2007. DOI 10.1007/s11104-007-9382-6

GARCIA, G. G.; CARDOSO, A. A.; SANTOS, O. A. M. DOS. Da escassez ao estresse do planeta: um século de mudanças no ciclo do Nitrogênio, **Química Nova**, v. 36, n. 9, 1468 – 1476, 2013.

GARDI, C.; ANGELINI, M.; BARCELÓ, S.; COMERMA, J.; CRUZ GAISTARDO, C.; ENCINA ROJAS, A.; JONES, A.; KRASILNIKOV, P.; MENDONÇA, S. B. M. L.; MONTANARELLA, L.; MUNIZ, U. O.; SCHAD, P.; VARA, R. M.I.; VARGAS, R. (Eds). **Atlas de suelos de América Latina y el Caribe**, Comisión Europea – Oficina de Publicaciones de la Unión Europea, L-2995, Luxemburgo, 176 p.

GIANELLO, C.; CAMARGO F. A. O.; REICHMANN, E.; TEDESCO, M. J. Avaliação da disponibilidade do nitrogênio do solo estimada por métodos químicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 24, p.93-101, 2000.

HAYASHI, K.; TOKIDA, T.; KAJIURA, Y.; YANAI, Y.; YANO, M. Cropland soil-plant systems control production and nitrous oxide and their emissions to the atmosphere. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 61, n. 1, p. 2 – 33, 2015.

HENTZ, P.; CARVALHO, N. L.; LUZ, L. V.; BARCELLOS, A. L. Ciclagem do Nitrogênio em Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária, **Ciência e Natura**, Santa Maria, v. 36, Especial II, p. 663-676, 2014.

HINK, L.; NICOL, G. W.; PROSSER, J. Archae produce lower yields of N₂O than bacteria during aerobic ammonia oxidation in soil., Society for Applied Microbiology - John Wiley & Sons Ltd., **Environmental microbiology**, p. 1-9, 2016

IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012

INSELSBACHER, E.; NASHOLM, T. The below ground perspective of forest plants: soil provides mainly organic nitrogen for plants and mycorrhizal fungi, **New Phytologist**, v 195, p. 329 – 334. 2012.

IPCC (International Panel on Climate Change). **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**, 2006.

JANTALIA, C. P.; SANTOS, H. P.; 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**, v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

KEENEY, D. R. Nitrogen management for maximum efficiency and minimum pollution. In: STEVENSON, F. J. (Ed.). **Nitrogen in agricultural soils**. Madison: Agronomy Monograph, ASA, CSSA, and SSSA, p.605-649. 1982.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A. conservação do cerrado brasileiro, In: **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147 – 155, 2005.

KNOEPP, J.D.; VOSE, J.M. Regulation of nitrogen mineralization and nitrification in Southern Appalachian ecosystems: Separating the relative importance of biotic vs. abiotic controls. **Pedobiologia**, v.51, p.89-97, 2007.

LAL, R. 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**. Binghamton: Haworth Press, 2007, p. 49-64.

LIU, X. J.; MOSIER A. R.; HALVORSON A. D.; REULE C. A.; ZHANG F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology & Biochemistry**. vol. 39, p. 2362–2370, 2007.

LUCE, M.S.; ZIADI, M.; ZEBART, B. J.; WHALEN, J. K.; GRANT, C. A., GREGORICH, E. G.; LAFORD, P.; BLACKSHAW, R. E.; JONHSON, E. N.; O'DONOV N, J. T.; HARKER, K.M. Labile organic nitrogen transformations in clayand Sandy-loam soils amended with 15N-labelled faba, bean and wheat residues, **Soil Biology & Biochemistry**, v. 68, p 208-218, 2014.

MAIA, S. M. F.; XAVIER, F. A. DA S.; OLIVEIRA, T. S. DE; MENDONÇA, E. DE S.; ARAÚJO FILHO, A. Frações de Nitrogênio em Luvisolo sob Sistemas Agroflorestais e Convencional no Semi-árido Cearense. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 32 p. 381 – 392, 2008.

MACHADO, L. C.; COSTA, D. M., Qualidade do milho para utilização na alimentação animal, III Semana de Ciência e Tecnologia do IFMG, Bambui-MG, 2010.

MACHADO, P. L. O. DE. Carbono do Solo e Mitigação da Mudança Climática Global. **Química Nova**. v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

MARQUES, T. C. L. L. DE S. E M.; VASCONCELLOS, C. A.; PEREIRA FILHO, I.; FRANÇA, G. E. DE; CRUZ, J. C. Evolvimento de Dióxido de Carbono e Mineralização de Nitrogênio em Latossolo Vermelho-escuro com diferentes Manejos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, p. 581-589, 2000.

MENEGHIN, M. F. S.; RAMOS, M. L. G.; OLIVEIRA, S. A. DE; RIBEIRO JUNIOR, W. Q.; AMABILE, R. F. Avaliação da disponibilidade de nitrogênio para o trigo, em solo do Distrito Federal. **o**, Viçosa, v. 32, p.1941-1948, 2008.

METAY, A.; OLIVER, R.; SCOPEL, E.; DOUZET, J. M.; MOREIRA, J. A. A.; MARAUX, F.; FEIGL, B. J.; FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, vol. 141, 78–88, 2007.

MDA (2011) Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. Plano ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono). Brasília: MAPA / MDA, 2011.

MMA (2015). Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado: Projeto TerraClass Cerrado

2013/mma/sbf. Brasília: MMA, 2015. 67 p.

MOLION, L. C. B. Aquecimento Global: uma visão crítica, **Revista Brasileira de Climatologia**. Instituto de Ciências Atmosféricas: Universidade Federal de Alagoas, 2008.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. . Lavras: UFLA, 2006.

NASCENTE, A. S.; CRUSCIOL, C. A. C.; STONE, L. F. Straw Degradation and nitrogen release from cover crops under No-tillage. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 27, n. 2, p. 166-175, 2014.

NOAA Reserch. National Oceanic & Atmosferic Administration. US Departament commerce: Earth System Reserch Laboratory - Global Monitoring Divison. Acesso: 05 de maio de 2016. /<http://www.esrl.noaa.gov/gmd/aggi/>

PAVEI, M. A. Decomposição de resíduos culturais e emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo de solo em Ponta Grossa (PR). Piracicaba. Dissertação de mestrado, 2005.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; MACMANUS, C. Nitrogênio da Biomassa Microbiana em solo cultivado com soja, sob diferentes sistemas de manejo, nos Cerrados, **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 20, n. 2, p 137 – 144, 2005

PIMENTEL, L.G., WEILER, D.A., PEDROSO, G.M., BAYER, C. Soil N₂O emissions following cover-crop residues application under two soil moisture conditions. **Plant Nutr Soil Sci**, v. 178, p. 631-640, 2015. DOI:10.1002/jpln.201400392

PINTO, F. A.; SANTOS, F. L. DOS S.; TERRA, F. D.; RIBEIRO, D. O.; SOUSA, R. R. J.; SOUZA, E. D. DE; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B. Atributos de solo sob pastejo rotacionado em função da aplicação da cama de peru, **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 42, n. 3, p. 254 – 262, 2012.

PIVELLO, V. R. The use of fire in the cerrado and Amazonian rainforests of Brazil: past and present, **Ecology**, v. 7, n. 1, p. 25 – 39, 2011

RANSON, J. K.; CARSKY, R. J.; PALMER, A. E. E. **Corn**: Origin, History, Tecnology and Production, p. 523- 528, 2004.

ROCHA, G. F.; FERREIRA, L. G.; FERREIRA, N. C.; FERREIRA, M. E. Detecção e Desmatamentos no Bioma Cerrado entre 2002 e 2009: Padrões, Tendências e Impactos, **Revista Brasileira de Cartografia**, n. 63, v. 03, 2011.

ROCHETTE, P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. **Soil & Tillage Research**, v. 101, n. 1-2, p. 97-100, 2008.

SÁ, M. A. C. DE; SANTOS JÚNIOR, J. DE D. G. DOS S.; FRANZ, C. A. B. **Manejo e Conservação do Solo e da Água em Sistema de Plantio Direto no Cerrado**, Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 53 p. (Embrapa Solos. Documentos, 258), 2009.

SÁ, J. C. DE M.; LAL, R. Stratification ratio of soil organic matter pools as a indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol, **Soil and tillage Research**, n. 103, p 46 – 56, 2009.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 43, n. 1, p. 153-156, 2008.

SANTOS, I. L. DOS; OLIVEIRA, A. D. de; FIGUEREDO, C. C. DE; MALAQUIAS, J.V.; SANTOS JUNIOR, J de D. G.; FERREIRA, E. A. B; SÁ, M. A. C. DE; CARVALHO, A. M. DE, Soil N₂O emissions from long-term agroecosystems: interactive effects of rainfall seasonality and crop rotation in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 233, p.111-120, 2016.

SERRA, D.D. Avaliação da Disponibilidade de Nitrogênio para o Milho (*Zea mays*) em Solo do Distrito Federal. Brasília, Universidade de Brasília, (Dissertação de Mestrado), 2006, 93p.

SCHULTEN, H. R.; SCHNITZER, M. The chemistry of soil organic nitrogen: a review. **Biology and Fertility of Soils**, v. 40, n.26, p.1-15, 1998.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.

SILVA, T. O. DA; MENEZES, R. S. C. Adubação Orgânica da Batata com esterco e/ou *Crotalaria Juncea*: Disponibilidade de N, P e K no solo ao longo do ciclo de cultivo, **Revista Brasileira Ciência do Solo**. Lavras, v. 31, p 51 – 61, 2007.

SILVA, E. C., MURAOKA, T., VILLANUEVA, F. C. A., ESPINAL, F. S. C. Aproveitamento de nitrogênio pelo milho, em razão da adubação verde, nitrogenada e fosfatada, **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 44, n. 2, p. 118-127, 2009.

SMITH, K. **Nitrous oxide and Climate Change**, Washington, 2010. 224 p.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. DE C.; FEIGL, B. J.; VENZLE FILHO, S. DE P.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C., Rotação de culturas no sistema de Plantio direto em Tibagi (PR). II Emissões de CO₂ e N₂O. v. 33, p. 1023-1029, 2009.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; COSTA JÚNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma cerrado, **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 35, p 63 -76, 2011.

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p.155–176, 2002.

SOUZA, V. F.; ENRICH-PRAST, A. Óxido Nitroso (N₂O) em Ambientes Aquáticos Continentais: produção, fatores reguladores e fluxos de diferentes ambientes, **Oecologia Australis**, v. 16, n. 2, p. 311-329, 2012.

SOUZA E. D.; COSTA, S. E. V. G. DE A.; ANGHINONI, I.; CARVALHO, P. C. DE F.; ANDRIGUETTI, M.; CAO, E. Estoque de Carbono Orgânico e de Nitrogênio no

Solo em Sistema de Integração Lavoura-pecuária em Plantio Direto, submetido a Intensidades de Pastejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p.1829-1836, 2009.

STRASSER, N. O. RTO, M. SO NN, D. . Simulação do desenvolvimento da batata cultivada em cinco cenários de mudanças climáticas em Santa Maria, RS. **Bragantia**, Campinas, v. 65, p. 693-702, 2006.

TORRES, J. L. R.; PEREIRA, M. G.; ANDRIOLI, I.; POLIDORO, J. C.; FABIAN, A. J. Decomposição e Liberação de Nitrogênio de Resíduos Culturais de Plantas de Cobertura em um Solo de Cerrado, **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.29, p.609-618, 2005.

URQUIAGA, B. J. R. A.; ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; BODDEY, R. M. **Variações no Estoque de Carbono e Emissões de Gases de Efeito Estufa em Solos das Regiões Tropicais e Subtropicais do Brasil: uma análise crítica**. Informações Agronômicas. n. 130. 2010.

URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. Fertilización Nitrogenada em Sistemas de Producción Agrícola. In: URQUIAGA, S.; ZAPATA, F. Manejo eficiente de la fertilización nitrogenada de cultivos anuales em América Latina y el Caribe. Porto Alegre: Gênese; Rio de Janeiro: Embrapa Agrobiologia. p.77-88, 2000.

USDA. United States Department of Agriculture. Foreign Agricultural Service. World corn production, consumption, and stocks [acesso em 30 de janeiro 2017] Disponível em:apps.fas.usda.gov

USSIRI, D.; LAL, R. **Soil Emission of Nitrous Oxide and its Mitigation**. Springer Dordrecht, Rotterdam, Netherlands. 2013, 378 p.

USSIRI, D.A.N.; LAL, R.; JARECKI, M.K. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. **Soil & Tillage Research**, v. 104, n. 2, p. 247-255, 2009.

VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G. B.; MACEDO, M. C. M.; MARCHÃO, R. L.; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; PULROLNI, K.; MACIEL, G. A. Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1127 – 1138, 2011.

ZAGONEL, J.; VENÂNCIO, W. S.; KUNZ, R. P.; TANAMATI, H. Doses de nitrogênio e densidade de plantas com e sem um regulador de crescimento afetando o trigo, cultivar OR-1. **Ciência Rural**, v. 32, p. 25-29, 2002.

WINCK, B. R.; VEZZANI, F. M.; DIECKOW, J.; FAVARETTO, N.; MOLIN, R. Carbono e nitrogênio nas frações granulométricas da matéria orgânica do solo, em sistemas de culturas sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 980 – 989, 2014.

CAPÍTULO I

EFEITO DE PLANTAS DE COBERTURA E APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO NAS FRAÇÕES DE N DO SOLO CULTIVADO COM MILHO

**Trabalho publicado na Revista Brasileira de Ciência do Solo,
v.40:e0150092, 2016**

EFEITO DE PLANTAS DE COBERTURA E APLICAÇÃO DE NITROGÊNIO NAS FRAÇÕES DE N DO SOLO CULTIVADO COM MILHO

RESUMO

O uso de plantas de cobertura aumentou recentemente e representa uma prática essencial para a sustentabilidade dos sistemas de plantio direto na região do Cerrado. No entanto, há pouca informação sobre os efeitos da adubação nitrogenada e utilização cultura de cobertura sobre as frações de nitrogênio e estudar o efeito de plantas de cobertura e adubação nitrogenada em cobertura na cultura do milho sob plantio direto, nas frações de nitrogênio nos latossolos do Cerrado. O experimento consistiu de um delineamento em blocos casualizados dispostos em parcelas subdivididas com três repetições. As culturas de cobertura foram as parcelas, e a adubação de cobertura N foram as subparcelas. As seguintes espécies de plantas de cobertura foram plantadas em sucessão ao milho, durante oito anos: *Urochloa ruziziensis*, *Canavalia brasiliensis* M. ex Benth, *Cajanus cajan* (L.) Millsp e *Sorghum bicolor* (L.) Moench. Após a colheita do milho, foram coletadas amostras de solo nas profundidades de 0,0-0,10 e 0,10-0,20 m. As plantas de cobertura mostraram efeitos diferentes nas profundidades do solo. O solo cultivado com *U. ruziziensis* apresentou maiores teores de N total e N particulado do que o solo cultivado com *C. cajan*. O N particulado foi o mais sensível às mudanças no manejo do solo entre as frações de N avaliadas. O solo com fertilização nitrogenada em cobertura no milho apresentou menor teor de N disponível na camada de 0,10-0,20 m, o que pode ser devido à amostragem no final do ciclo do milho e/ou devido à maior absorção de N disponível pelo milho.

Palavras chave: Manejo do solo, nutrição de plantas, fertilização e nutrição de culturas anuais.

EFFECTS OF COVER CROPS AND APPLICATION NITROGEN FERTILIZER AND N FRACTIONS IN SOIL UNDER CORN CULTIVATION

ABSTRACT

The use of cover crops has recently increased and represents an essential practice for the sustainability of no-tillage systems in the *Cerrado* region. However, there is little information on the effects of nitrogen fertilization and cover crop use on nitrogen soil fractions. This study assessed changes in the N forms in soil cropped to cover crops prior to corn growing. The experiment consisted of a randomized complete block design arranged in split-plots with three replications. Cover crops were tested in the plots, and the N topdressing fertilization was assessed in the subplots. The following cover species were planted in succession to corn for eight years: *Urochloa ruziziensis*, *Canavalia brasiliensis* M. ex Benth, *Cajanus cajan* (L.) Millsp, and *Sorghum bicolor* (L.) Moench. After corn harvesting, the soil was sampled at depths of 0.00-0.10 and 0.10-0.20 m. The cover crops showed different effects at different soil depths. The soil cultivated with *U. ruziziensis* showed higher contents of total-N and particulate-N than the soil cultivated with *C. cajan*. Particulate-N was the most sensitive to changes in the soil management among the fractions of N assessed. The soil under N topdressing showed a lower content of available-N in the 0.10-0.20 m layer, which may be caused by the season in which the sampling was conducted or the greater uptake of the available-N by corn.

Keys words: Soil management, plant nutrition, fertilization and nutrition of annual crops.

5.1 INTRODUCTION

Corn is the most important food crop in the world, with an average production of more than 950 million tons in 2014 (USDA, 2015). The area planted in corn in Brazil is 15.76 million hectares with an average yield of 4.84 Mg ha⁻¹ (Conab, 2013). During the winter, prior to corn planting, cover crops can be used to protect the soil and absorb nutrients from deeper soil layers to be released to soil after crop residue decomposition (Duda et al., 2003; Ziech et al., 2015).

Nitrogen is the nutrient with the highest demand by crops, and 40-60 % of the N absorbed by crops comes from nitrogen fertilization with synthetic fertilizers applied to the soil, a practice that accounts for 20 % of the production cost (Zagonel et al., 2002).

Nitrogen availability depends on the content of the directly available N represented by inorganic N forms as well as organic and mineralizable forms during its cycle (Camargo et al., 1997; Lorensini et al., 2014). Approximately 98 % of total soil N occurs in organic forms, and a significant portion of N is not readily available to plants (Urquiaga and Zapata, 2000). However, some N-fractions can be mineralized and become available to plants as nitrate and ammonium (D'Andrea et al., 2004), such as available-N and particulate-N and their mineralizable forms. The availability of these N forms depends on their location and content in the soil profile and on the soil tillage regime adopted (D'Andrea et al., 2004).

Among the various N fractions of different chemical compositions in the soil, amino sugars and amino acids are part of the soil available-N fractions and can be an important source of N for use by crops (Curtin and McCallun, 2004). However, it is difficult to predict the contribution of N mineralization during the crop cycle; the availability of this nutrient depends on a number of factors including, its mineral forms (nitrate and ammonium) and rapidly mineralized organic forms, which are functions of biotic and abiotic factors, as well as the total N content and the soil C/N ratio, soil moisture and temperature (Knoepp and Vose, 2007; Ferreira et al., 2014).

Particulate-N fraction (>53 µm) is one of the most sensitive to changes in soil, and this compartment plays an important role in nutrient cycling, being considered a labile N fraction in the soil (Conceição et al., 2005; Luce et al., 2014). After microbial mineralization,

this fraction is an important source of mineral N in agricultural soils (Luce et al., 2014). Furthermore, this fraction is related to the formation and stabilization of soil aggregates (Six et al., 2002).

In soil cultivated with corn without cover crops, the mineral N content rapidly decreases after nitrogen fertilization due to various factors, such as crop absorption, leaching (Ros et al., 2003) and incorporation by microbial biomass (Coser et al., 2007; Kuzyakov and Xu, 2013). The use of cover crops may minimize the rapid soil N decrease at the beginning of the growing season. In addition, lack of soil disturbance, due to such factors as no-tillage systems, helps to minimize organic matter loss and increase soil C and N stocks (Diekow et al., 2005) over the years. No-tillage makes it possible to use cover crops that alter nutrient cycling and the processes of mineralization and immobilization in the soil, which depend on the C/N ratio of its crop residue and lignin, cellulose and hemicellulose content (Carvalho et al., 2012; Ferreira et al., 2014).

Given the complex dynamics of N in the soil and the increased use of cover crops with different chemical compositions in production systems, studies of the effects of these plants in different soil N fractions are needed. However, few studies have been performed in areas under a no-tillage system in the Brazilian *Cerrado* region.

The hypothesis of this study is that cover crop species with different chemical compositions (N, lignin, cellulose, hemicellulose, C/N ratio, lignin/N ratio) influence the soil organic N availability and the concentrations of soil nitrate and ammonium. This study aimed to assess cover crops and N topdressing effects on N soil fractions in plots cultivated with corn in a no-tillage system in the Brazilian *Cerrado* region.

5.2 MATERIALS AND METHODS

5.2.1 Location and characteristics of the experimental area

The experiment was carried out at Embrapa Cerrados in Planaltina, DF (15° 35' 30" S and 47° 42' 00" W), in the central western region of Brazil. It was conducted on a succession of corn and cover crops grown on the same plots since 2005. The climate, according to Köppen's classification system, is Aw (rainy tropical), with dry winters and rainy summers. Moreover, a striking feature of the local climate in the *Cerrado* region is a short dry period in the rainy season, called

veranico. Data on the precipitation and air temperature during the implementation of the experiment are shown in figure 1.

Before the experiment, the area had been used for soybean/corn rotation from 1999 to 2004. The soil was classified as *Latossolo Vermelho Distrófico*, in according to the Brazilian Soil Classification (Santos et al., 2013), a clayey Oxisol, in Soil Taxonomy. The soil chemical characteristics at the start of the experiment were as follows: pH (H₂O): 6,0; Organic matter: 21,7 g.kg⁻¹; P_{Mehlich-1}: 0,9 mg.kg⁻¹; Al⁺³: 0,1 cmol_c.kg⁻¹; Ca⁺²+Mg⁺²: 2,9 cmol_c.kg⁻¹; K: 0,1 cmol_c.kg⁻¹. The mineralogical composition of the diagnostic horizon of the studied soil was kaolinite (320 g.kg⁻¹), gibbsite (496 g.kg⁻¹), hematite (142 g.kg⁻¹) and goethite (42 g.kg⁻¹), as described by Reatto et al., (2009).

5.2.2 Crop management and experimental design

Corn was sown in November 2005 under a no-tillage system over the following cover crop residues cultivated in the offseason of the same year: *Urochloa ruziziensis* Germain and Evrard (Poaceae), *Canavalia brasiliensis* Mart. ex Benth (Fabaceae), *Cajanus cajan* (L.) Millsp (Fabaceae) and *Sorghum bicolor* (L.) Moench (Poaceae). The density of *C. cajan*, *S. bicolor* and *U. ruziziensis* was 20 plants m⁻², and 10 plants m⁻² for *C. brasiliensis*. A spacing of 0.5 m between planting rows was used for all species, as recommended by Carvalho and Amabile (2006). The chemical composition of the cover crops is described in table 1, according to Carvalho et al. (2012).

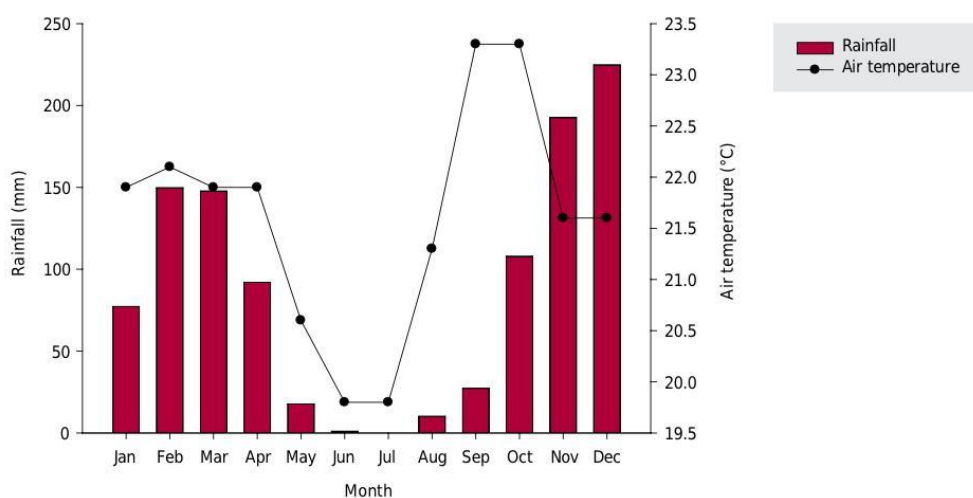


Figure 1 Mean temperature and rainfall during experimental period.

Table 1. Carbon/Nitrogen ratio, hemicellulose, cellulose and lignin concentrations, and Lignin/Nitrogen ratio the aerial parts of cover plant.

Cover Crop	C/N	g kg ⁻¹			
		Hemicellulose	Celullose	Lignin	Lignin/N
<i>Cajanus cajan</i>	10.8	160.6	105.8	59.5	2.97
<i>Canavalia brasiliensis</i>	9.6	196.9	124.3	38.1	1.08
<i>Sorghum bicolor</i>	38.9	284.4	184.2	20.3	1.75
<i>Urochloa ruziziensis</i>	8.3	319.3	105.7	17.5	0.81

Values are means concentrations of flowering and maturity (Carvalho et al., 2012).

A randomized complete block design was arranged in split-plots with three replications. The plots were represented by the cover crops, and N topdressing fertilization on the corn crop (with and without N topdressing) was assessed in the subplots.

O corn crop was fertilized with 20 kg.ha⁻¹ of N, 150 kg.ha⁻¹ of P and 80 kg.ha⁻¹ of K, which were applied at sowing. The topdressing treatments were fertilized with two more applications of N performed with urea (75 kg ha⁻¹ N) at the V4 and V6 corn growth stages.

5.2.3 Soil sampling and analysis

After the corn harvest in April 2013, soil samples were collected from the 0.0-0.10 and 0.10-0.20 m layers, forming one composite sample of each five subsamples. Portions of the samples were transported in an insulated box and stored at 4 °C for the determination of nitrate and ammonium. The remaining samples were air dried and passed through a 2 mm sieve (air-dried soil; ADS) to measure the available-N fractions.

Soil nitrate and ammonium determinations were carried out by extraction with potassium chloride. Total soil N was determined by the Kjeldahl method (Bremner and Mulvaney, 1982).

Available N in the soil was determined using extraction with Na₃PO₄ solution/borax buffer pH 11.2 + NO⁻ (Gianello and Bremner, 1986). In this method, 2 g of each sample were transferred to a micro-distiller and 25 mL of a buffer solution pH 11.2 (200 g Na₃PO₄.12H₂O + 50 g Borax in 2000 mL of distilled water), 0.2 g MgO, 0.1 g Devarda's alloy and 10 drops of dimethicone were added to reduce excessive foaming in the presence of the alloy. The distillate was transferred to a 50 mL volumetric flask containing 10 mL of 0.05 mol L⁻¹ HCl. The calculations were made using a calibration curve obtained

by distillation of the N standard solutions containing 0, 10, 25, 50, 75 and 95 $\mu\text{g mL}^{-1}$ of N. The N extracted was quantified by a colorimetric spectrophotometer UV/VIS at 440 nm, according to Gianelo and Bremner (1986).

Nitrogen granulometric fractionation was conducted according to Cambardella and Elliott (1992) with modifications proposed by Bayer et al. (2004) and Bongiovanni and Lobartini (2006). In this procedure, 20 g of ADS was weighed and placed in a 500 mL flask containing 70 mL of sodium hexamethaphosphate (5 g L^{-1}) and stirred for 15 h on a horizontal shaker at 130 rpm. After this period, the suspension was passed through a 53 μm sieve and washed with water jets. The material retained on the sieve was dried at 45°C and ground for analysis of the N content, according to Bremner and Mulvaney (1982). This fraction ($>53 \mu\text{m}$) corresponds to particulate-N. Mineral-associated N (MAN) was calculated as the difference between total soil N and particulate N.

5.2.4 Statistical analysis

The data were subjected to analysis of variance and the means compared by Tukey's test ($p < 0.05$) using Statistical Analysis System (SAS) software.

Component analysis was used to identify the parameters of plant material quality, or the groups of these parameters, that best explain the presence of the different N fractions in soil due to the use of cover crops in a no-tillage system. Principal component analysis (PCA) was used for the distinction of the species studied, considering all the attributes together (C/N ratio, hemicellulose, cellulose, lignin, lignin/N, total-N, particulate-N, MAN, particulate-N/total-N, available-N, NO_3^- , NH_4^+ , available-N/total-N). These analyses were carried out using the program XLSTAT 2011 (Addinsoft, 2011).

5.3 RESULTS AND DISCUSSION

5.3.1 Nitrogen soil fractions

Significant differences for the total soil N (total-N), particulate-N, mineral-associated N and the particulate-N/total-N ratio were observed in the 0.00-0.10 m layer for the different cover crops ($p < 0.05$). There was no other effect of the N topdressing that was applied to the corn plants besides the interaction of cover crops \times N fertilization. In the 0.10-0.20 m soil layer, there was no effect related to the cover crops,

N fertilization or the interaction of these factors on the analyzed soil N fractions (Table 2).

The cover crops had similar results for the total-N in the leguminous plants (*C. cajan* and *C. brasiliense*) and in the grasses (*S. bicolor* and *U. ruziziensis*), but a higher total-N content in the soil was observed with the use of *U. ruziziensis* compared to the soil planted with *C. cajan* (Table 2). This shows the ability of *U. ruziziensis* to store N in the 0.00-0.10 m layer, especially when compared to *C. cajan*, a leguminous plant with the ability to fix atmospheric N.

Use of leguminous plants, in general, as cover crops in no-tillage systems increases the stock of total soil N (Amado et al., 2001; Conceição et al., 2005; Weber and Mielniczuk 2009), which is predominantly due to the importance of this element by biological N fixation (BNF). However, the current study showed that, in addition to legumes, some species of grasses, such as *U. ruziziensis*, also promote an increase in total N. Although *C. cajan* is a legume that fixes significant amounts of N, its higher content of lignin and a higher lignin/N ratio (Table 1) compared to *U. ruziziensis* resulted in low N availability in the soil.

Table 2. Total N (TN), particulate (Part-N) and mineral-associated N (MAN) and particulate N/total N (Part-N/TN) ratio, available nitrogen (Avail-N), ammonium, nitrate and available-N/total-N (Avail-N/TN) ratio in the soil under different cover crops, with and without nitrogen topdressing on corn in the 0.00-0.10 and 0.10-0.20 m layers

Cover crop	TN	Part-N	MAN	Part-N/TN	Avail-N	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Avail-N/TN
	g kg ⁻¹			%	mg kg ⁻¹		%	
0.00-0.10 m								
<i>Cajanus cajan</i>	1.39 b	0.36 b	1.03 a	25.92 b	25.77 a	5.85 a	3.56 b	1.86 a
<i>Canavalia brasiliensis</i>	1.49 ab	0.45 ab	1.03 a	30.64 b	44.77 a	4.85 a	3.17 b	2.59 a
<i>Sorghum bicolor</i>	1.40 ab	0.58 a	0.81 b	41.84 a	38.98 a	5.50 a	3.97 b	2.26 a
<i>Urochloa ruziziensis</i>	1.52 a	0.54 a	0.98 a	35.67 ab	32.33 a	4.40 a	13.38 a	2.12 a
N management								
Without N	1.43 a	0.49 a	0.94 a	34.15 a	31.59 a	5.07 a	11.38 a	2.19 a
With N	1.46 a	0.48 a	0.98 a	32.88 a	32.65 a	5.23 a	12.24 a	2.23 a
0.10-0.20 m								
<i>Cajanus cajan</i>	1.33 a	0.35 a	0.98 a	26.30 a	32.90 b	3.81 a	10.81 a	2.49 b
<i>Canavalia brasiliensis</i>	1.49 a	0.38 a	1.10 a	25.73 a	67.12 a	2.59 a	11.55 a	4.51 a
<i>Sorghum bicolor</i>	1.35 a	0.45 a	0.89 a	33.66 a	38.42 b	3.14 a	14.00 a	2.85 ab
<i>Urochloa ruziziensis</i>	1.43 a	0.46 a	0.97 a	32.18 a	38.41 b	5.16 a	18.01 a	2.68 b
N management								
Without N	1.37 a	0.40 a	0.98 a	28.77 a	52.65 a	3.19 a	16.32 a	3.78 a
With N	1.42 a	0.42 a	1.00 a	30.17 a	35.65 b	4.16 a	13.59 a	2.48 b

Means followed by the same letter in each column are not significantly different by Tukey's test (p<0.05).

The two grass species (*U. ruziziensis* and *S. bicolor*) resulted in higher values of particulate-N (>53 μm) ($p < 0.05$) in the soil than *C. cajan*, indicating that the chemical composition of the cover crop must have also influenced the levels of the more labile fraction of N in the soil. Additionally, the effect of the grasses on the particulate-N can be explained by the large input of organic matter in the rhizosphere of these species (*U. ruziziensis* and *S. bicolor*), which ensures greater aggregation in the topsoil (Garcia and Rosolem, 2010); this fraction is associated with the formation and stability of soil aggregates (Six et al., 2002). Moreover, particulate-N was the largest pool of labile organic N in soils under no-tillage and may represent a fraction of the soil organic N that is decomposed early in the growing season, thereby furnishing plant-available N to crops when N requirements are greatest (Luce et al., 2013).

Higher concentrations of particulate-N in the soil cultivated with *U. ruziziensis* than in the soil cultivated with *C. cajan* is due to the chemical composition of these cover crops, mainly the lignin content, which is 28 % lower in *U. ruziziensis* than in *C. cajan* (Table 1). Lignin is a component of plant tissue that decomposes slowly. Thus, although *C. cajan* is a N-fixing legume, it is possible that part of the N is more slowly absorbed by plant roots due to the lower rate of crop residue decomposition due to the high lignin and the greater lignin/N ratio (Carvalho et al., 2012). Although particulate-N is a reservoir of N that has a strong correlation with soil available-N (Luce et al., 2013), particulate-N is influenced by the chemical composition of the cover crops (Six et al., 2001). The residue quality measured as the (lignin + soluble polyphenol)-to-N ratio appeared to be well correlated with the N release pattern for four different prunings of high quality *Leucaena* (Vanlauwe and Sanginga, 2004). Only a small portion of the N-rich compounds derived from lignin, such as ammonoxidized lignin, is utilized for agricultural production in a short period because of its greater resistance to decomposition (De la Rosa et al., 2013). Although pasture and eucalyptus plantation particulate organic matter (POM) had similar C/N ratios, the net N mineralization was two-fold greater in the pasture POM than in the plantation POM, suggesting that biochemical characteristics other than the C/N ratio were a major influence on the net N mineralization rates (Mendham et al., 2004).

Soil cultivated with *S. bicolor* differed from all the other species ($p < 0.01$) in mineral-associated N, resulting in a lower content of this fraction in the soil. This soil N compartment is considered less sensitive to management practices than particulate-N (Conceição et al., 2005).

The particulate-N/total N ratio was higher in the area cultivated with *S. bicolor* (41.84 %) compared to *C. cajan* and *C. brasiliensis* in the 0.00-0.10 m layer, with values of 25.92 and 30.64 %, respectively. These values are similar to those obtained by Conceição et al. (2005), ranging from 23 to 28 % with ryegrass and mucuna cover crops, respectively, in association with the corn crop. Additionally, Winck et al. (2014) obtained a particulate-N/total N ratio from 29 to 32 % at the soil superficial layer with several crop rotations in a no-tillage system.

In the 0.10-0.20 m layer, there was no effect of the cover crops with respect to the total-N, particulate-N, or mineral-associated N, indicating that, despite the addition of crop residues with different chemical compositions to the soil, their effects occurred only in the soil surface layer. Nitrogen fertilization altered N stocks in the 0.00-0.20 m layer in long-term experiments (22 years) (Weber and Mielniczuk, 2009). Nevertheless, this effect is smaller than that observed with the use of legumes. A lower C/N ratio favors mineralization of N in soil (Silva et al., 2008), and legumes have a higher decomposition rate than grasses (Torres et al., 2005). However, the lignin content, lignin/N ratio and polyphenol concentrations also influence the soil N mineralization (Carvalho et al., 2012)

Nitrogen added by symbiotic fixation is more efficient than N added by fertilization in the promotion of soil C accumulation, and particulate fractions tend to accumulate if the soil is not turned, maintaining the soil organic matter labile fractions (Souza et al., 2009). The importance of N from the mineralization of cover crop residues in accumulating soil C was also observed by Sisti et al. (2004) in a long-term experiment with crop rotation compared to conventional tillage. Thus, cover crops could provide an additional source of N to the soil in addition to synthetic N fertilization, especially in low C emission agriculture systems.

The annual application of N to the corn crop did not change the total soil N content, particulate-N and mineral associated fractions in the two soil layers studied.

The use of cover crops influenced the amounts of ammonium ($p < 0.01$) but did not impact the levels of available N and nitrate in the 0.00-0.10 m layer. Similarly, there was no effect of the topdressing-N and fertilization \times cover crop interaction (Table 2). As soil collection was carried out at the end of the crop cycle (maturation stage of corn), most mineral N had possibly been absorbed by the crop or leached into the deeper layers of the

soil profile, especially nitrate that is more mobile in soil. The ammonium content in the soil in this layer (0.00-0.10 m) cultivated with *U. ruziziensis* was 3.4 to 4.2 times higher than in the soil where other cover crops were planted (Table 2), indicating a high rate of nitrogen

In the 0.10-0.20 m layer, there was an effect of the cover crops and topdressing-N for available-N ($p < 0.01$). Moreover, there was also interaction between topdressing-N and the cover crops on the nitrate ammonium levels in the soil (Table 3) mineralization of its residues. Our data showed that *U. ruziziensis* has higher concentrations of compounds with high mineralization rates, which might provide more available nutrients for plants.

In the 0.10-0.20 m layer, *C. brasiliensis* showed the highest available-N ($p < 0.05$). This can be explained by its high biomass production, the efficiency of the BNF resulting in high incorporation of N in soil and accelerated crop residue decomposition with consequent higher nutrient mineralization (Carvalho et al., 2008;2012).

The amounts of total-N and particulate-N in the soil cultivated with *U. ruziziensis* grass were similar to those of the leguminous plant *C. brasiliensis* (Table 2) in the soil surface layer (0.00-0.10 m). In the 0.10-0.20 m layer, there was no significant difference in the total-N and particulate-N content between these cover crops. However, in the 0.10-0.20 m layer, under *U. ruziziensis* the available-N was 57 % lower than in the same layer under *C. brasiliensis*, showing the greater capacity of this legume to incorporate nutrients into subsurface soil layers (Table 2).

The chemical composition of the two species (*U. ruziziensis* and *C. brasiliensis*) that had a high rate of decomposition and high N concentration promotes nutrient recycling from crop residues and higher N input to the soil (Carvalho et al., 2012). The soil depths where these positive effects occur may vary as a result of the action of the plant root systems of cover crops.

The amounts of available-N and nitrate were similar between the cover crops and the topdressing-N treatments in the 0.00-0.10 m layer. In this layer, the concentration of ammonium in the soil cultivated with *U. ruziziensis* was 3.4 to 4.2 times higher than for the other cover crops, demonstrating the occurrence of N mineralization in deeper soil layers even at the end of the plant cycle. Moreover, part of the mineral N can be incorporated into microbial biomass (Coser et al., 2007); in this

case, cover crops or topdressing-N had no effect on the available-N/total-N ratio in the 0.00-0.10 m layer.

The lowest N release in the soil by *C. cajan* may be due to its high content of recalcitrant C compounds, such as lignin (Carvalho et al., 2012). Although the rate of decomposition of *C. cajan* was 65 % and that of sorghum was 80 % in the 150 days after crop residues were applied to the soil (Kliemann et al., 2006), the present study did not show greater availability of N in the soil. It should be noted that *C. cajan* has a high BNF capacity, but N release in the soil via microbial decomposition may be subject to the lignin and lignin/N ratios in the crop residues (Table 1).

Table 3. Interaction between cover crops and nitrogen topdressing in the ammonium content in the 0.10-0.20 m layer

Cover crop	With N	Without N
	-----	-----
		mg kg ⁻¹
<i>Cajanus cajan</i>	10.81	13.27 aA
<i>Canavalia brasiliensis</i>	11.55	23.57 aA
<i>Sorghum bicolor</i>	14.00	15.40 abA
<i>Urochloa ruziziensis</i>	18.01	13.05 bA

Means followed by the same lowercase letter in each column and capital letter in each row are not significantly different by Tukey's test (p<0.05)

The available-N/total-N ratio under *U. ruziziensis* was lower than under *C. brasiliensis*, indicating that although the amount of total-N in this grass is similar to the other cover crops (Table 3), the available-N/total-N ratio was 1.57 times smaller than with *C. brasiliensis*, possibly promoting low N availability in the soil.

In the 0.10-0.20 m layer, the topdressing-N showed lower available-N than the treatment without topdressing-N (p<0.01), demonstrating that N application accelerated the mineralization of the cover crop residues in this layer and/or the occurrence of percolation of the available N to deeper soil layers. Adding N to the soil accelerates plant residue mineralization, mostly in the nitrate form (Vasconcellos et al., 2001), which can promote N leaching in the soil profile

The available-N/total-N ratio was affected by cover crops and topdressing-N of the corn crop (p<0.01). *C. brasiliensis* showed a higher available-N/total-N ratio than *C. cajan* and *U. ruziziensis*. In the treatment with topdressing-N, the available-N/total-N ratio was lower in the 0.10-0.20 m layer.

In this same layer, there was a significant interaction between cover crops and topdressing-N for ammonium levels ($p < 0.01$) in the soil (Table 3). After corn harvesting, there was a lower amount of ammonium in the treatment with topdressing-N only in the soil cultivated with *C. brasiliensis*. Because this leguminous plant has a low C/N ratio and low lignin contents (Table 1), N application likely contributed to the faster mineralization of plant residues added to the soil, reducing the levels of ammonium, possibly due to the higher nitrification rate in the deeper soil layer. However, in the treatments without topdressing-N, the soil cultivated with *U. ruziziensis* had lower levels of ammonium than the soil cultivated with legumes ($p < 0.01$), regardless of their chemical composition. In the treatments with topdressing-N, there were no differences among the cover crops.

The data obtained for nitrate and ammonium in the soil are within the range normally obtained by other studies performed under similar conditions. Values between 6.7 and 9.41 mg of $\text{NH}_4 + \text{NO}_3$ in the soil cultivated with corn at the end of the cycle crop were obtained by Ros (2003). Similarly, Ceretta et al., (2002) observed approximately 10 mg kg^{-1} of nitrate and ammonium in the 0.00-0.15 m layer, before planting the crop. Therefore, it can be inferred that the legumes showed different behaviors in the two soil layers in relation to the available-N soil fractions. Despite the similar values of total-N and particulate-N in the 0.00-0.10 m layer (Table 2), in the 0.10-0.20 m layer, *C. brasiliensis* promoted higher available-N and available-N/total-N ratio (Table 2). On the other hand, in the 0.00-0.10 m layer with *U. ruziziensis*, the total-N and mineral-associated N contents were similar to the values observed in the 0.00-0.10 m layer with *C. brasiliensis*, with a higher amount of ammonium in the soil. In the 0.10-0.20 m layer, a lower content of available-N and lower ratio between the available-N and total-N in the soil were observed.

5.3.2 Principal components analysis for nitrogen soil fractions

Two principal components were generated (PC 1 and PC 2) as tools for the distinction of species, considering all the attributes together (C/N ratio, hemicellulose, cellulose, lignin, lignin/N, total-N, particulate-N, MAN, particulate-N/total-N, available-N, NO_3^{-} , NH_4^{+} , available-N/total-N), for 0.00-0.10 m (Figure 2) and 0.10-0.20 m (Figure 3). Similar patterns were observed in both soil layers. The distribution of the selected variables showed a cumulative variance of 83.08 and 79.76 % for the sum of principal

components PC1 and PC2 in the 0.00-0.10 and 0.10-0.20 m layers, respectively. The PC1 axis separated legumes from grasses in both layers. *U. ruziziensis* was associated with total-N, N-NH⁺ and particulate-N at both depths and its hemicellulose content. The presence of lignin was the feature that most distinguished *C. cajan* from the other species.

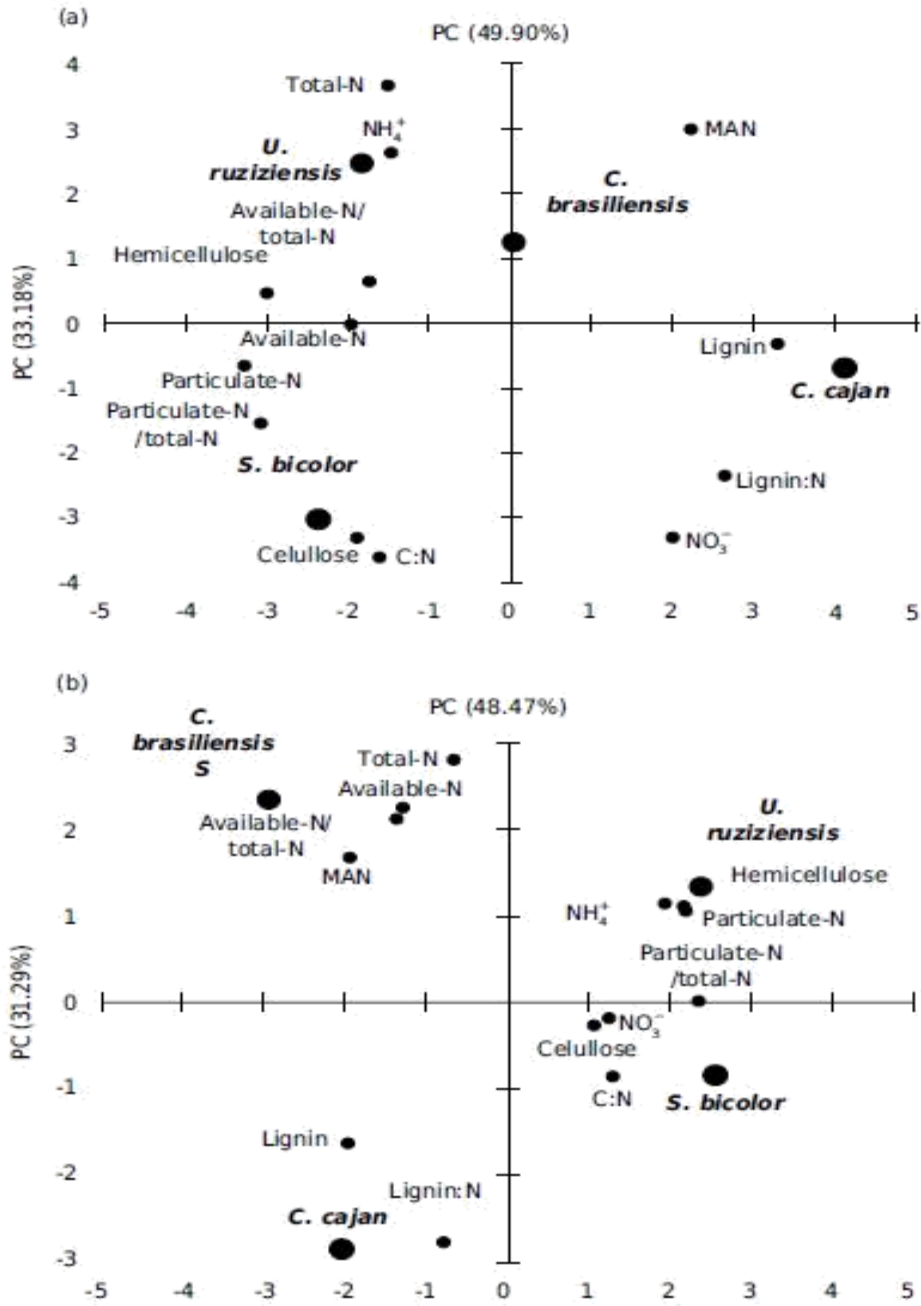


Figure 2 Ordination diagram based on principal component analysis of the studied variables, 0.00-0.10 m (a) and 0.10-0.20 m (b).

5.4 CONCLUSIONS

The studied cover crop species showed, in general, different abilities to accumulate nitrogen fractions in the soil as a result of their chemical characteristics.

The C/N ratio was the main characteristic that differentiated the abilities of cover crops to accumulate N in the soil; *C. brasiliensis* and *U. ruziziensis* with the lowest C/N ratios promoted the greatest soil available-N (0.10-0.20 m) and NH_4^+ (0.00-0.10 m) levels, respectively. Of all the nitrogen soil fractions assessed, particulate-N was the most sensitive to changes in the type of soil management.

ACKNOWLEDGMENTS

Maria Lucrecia Gerosa Ramos and Cícero Célio de Figueiredo are grateful to CNPq/MCT of Brazil for the fellowship provided for scientific productivity.

5.5 REFERENCES

- Addinsoft. Statistical Software for MS Excel. New York: XLSTAT; 2011.
- Amado TJC, Bayer C, Eltz F, Brum CR. Potential of cover crops to sequester carbon and increase soil nitrogen content, under no-tillage system, improving environmental quality. *Rev Bras Cienc Solo*. 2001;25:189-97. doi:10.1590/S0100-06832001000100020
- Bayer C, Martin-Neto L, Mielniczuk J, Pavinato A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. *Pesq Agropec Bras*.2004;39:677-83. doi:10.1590/S0100-204X2004000700009
- Bongiovanni MD, Lobartini JC. Particulate organic matter, carbohydrate, humic acid contents in soil macro- and microaggregates as affected by cultivation. *Geoderma*. 2006;136:660-5. doi:10.1016/j.geoderma.2006.05.002
- Bremner JM, Mulvaney CS. Nitrogen total. In: Page AL, Miller RA, Keeney DR, editors. *Methods of soil analysis*. 2nd ed. Madison: American Society of Agronomy; 1982. p. 595-624. (Agronomy, 9).
- Camargo FAO, Gianello C, Vidor C. Comparative study of five hydrolytic methods in the determination of soil organic nitrogen compounds. *Commun Soil Sci Plant Anal*. 1997;28:1303-9. doi:10.1080/00103629709369875
- Carvalho AM, Amabile RF. *Cerrado: Adubação verde*. Brasília, DF: Embrapa Cerrados; 2006.
- Carvalho AM, Bustamante MMC, Sousa Junior JGA, Vivaldi LJ. Decomposition of plant residues in Latosol under corn crop and cover crops. *Rev Bras Cienc Solo*. 2008;32:2831-8. doi:10.1590/S0100-06832008000700029

Carvalho AM, Coelho CM, Dantas RADE, Fonseca OP, Guimarães Júnior R, Figueiredo CC. Chemical composition of cover plants and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna. *Crop Pasture Sci.* 2012;63:1075-81. doi:10.1071/CP12272

Ceretta CA, Basso CJ, Herbes MG, Poletto N, Silveira MJ. Produção e decomposição de plantas invernais de cobertura do solo e milho, sob diferentes manejos da adubação nitrogenada. *Cienc Rural.* 2002;32:49-54. doi:10.1590/S0103-84782002000100009

Companhia Nacional de Abastecimento – Conab. Monitoramento da safra brasileira: grãos, décimo primeiro levantamento, Agosto 2013. Brasília, DF: 2013.

Conceição PC, Amado TJC, Mielniczuk J, Spagnollo E. Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *Rev Bras Cienc Solo.* 2005;29:777-88.

Coser TR, Ramos MLG, Amabile RF, Ribeiro Júnior WQ. Microbial biomass nitrogen in cerrado soil with nitrogen fertilizer application. *Pesq Agropec Bras.* 2007;42:399-406. doi:10.1590/S0100-204X2007000300014 doi:10.1590/S0100-06832005000500013

Curtin D, McCallum FM. Biological and chemical assays to estimate nitrogen supplying power of soils with contrasting management histories. *Aust J Soil Res.* 2004;42:737-46. doi:10.1071/SR03158

D'ndrea AF, Silva MLN, Curi N, Guilherme LRG. Carbon and nitrogen storage, and inorganic nitrogen forms in a soil under different management systems. *Pesq Agropec Bras.* 2004;39:179-86. doi:10.1590/S0100-204X2004000200012

De La Rosa JM, Liebner F, Pour G, Knicker H. Partitioning of N in growing plants, microbial biomass and soil organic matter after amendment of N-ammonoxidized lignins. *Soil Biol Biochem.* 2013;60:125-33. doi:10.1016/j.soilbio.2013.01.024

Diekow J, Mielniczuk J, Knicker H, Bayer C, Dick DP, Kögel-Knabner I. Soil C e N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilization in the southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17

Duda GP, Guerra JGM, Monteiro MT, De-Polli H, Teixeira MG. Perennial herbaceous legumes as live soil mulches and their effects on C, N and P of the microbial biomass. *Sci Agric.* 2003;60:139-47. doi:10.1590/S0103-90162003000100021years. *Soil Till Res.* 2005;81:87-95. doi:10.1016/j.still.2004.05.003

Ferreira PAA, Girotto E, Trentin G, Miotto A, Melo GW, Ceretta CA, Kaminski J, Del Frari BK, Marchezan C, Silva LOS, Favarsani JC, Brunetto G. Biomass decomposition and nutrient release from black oat and hairy vetch residues deposited in a vineyard. *Rev Bras Cienc Solo.* 2014;38:1621-32. doi:10.1590/S0100-06832014000500027

Garcia RA, Rosolem CA. Agregados em um Latossolo sob sistema plantio direto e rotação de culturas. *Pesq Agropec Bras.* 2010;45:1489-98. doi:10.1590/S0100-204X2010001200021

Gianello C, Bremner JM. Comparison of chemical methods of assessing potentially available organic nitrogen in soil. *Commun Soil Sci Plant Anal.* 1986;17:215-36. doi:10.1080/00103628609367709

Kliemann HJ, Braz AJPB, Silveira PM. Decomposition rates of cover crop residues on a dystrophic Oxisol. *Pesq Agropec Trop.* 2006;36:21-8.

Knoepp JD, Vose JM. Regulation of nitrogen mineralization and nitrification in Southern Appalachian ecosystems: Separating the relative importance of biotic vs. abiotic controls. *Pedobiologia.* 2007;51:89-97. doi:10.1016/j.pedobi.2007.02.002

Kuzyakov Y, Xu X. Competition between roots and microorganisms for nitrogen: mechanisms and ecological relevance. *New Phytol.* 2013; 198:656-69. doi:10.1111/nph.12235

Lorensini F, Ceretta CA, Brunetto G, Cerini JB, Lourenzi CR, De Conti L, Tiecher TL, Schapanski DE. Disponibilidade de nitrogênio de fontes minerais e orgânicas aplicadas em um Argissolo cultivado com videira. *Rev Ceres.* 2014;2:241-7. doi:10.1590/S0034-737X2014000200012

Luce MS, Whalen JK, Ziadi N, Zebarth BJ, Chantigny MH. Labile organic nitrogen transformations in clay and sandy-loam soils amended with ¹⁵N-labelled faba bean and wheat residues. *Soil Biol Biochem.* 2014;68:208-18. doi:10.1016/j.soilbio.2013.09.033

Luce MS, Ziadi N, Zebarth BJ, Whalen JK, Grant CA, Gregorich EG, Lafond P, lackshaw R, Johnson N, O'Donovan, JT, Harker KN. Particulate organic matter and soil mineral nitrogen concentrations are good predictors of the soil nitrogen supply to canola following legume and non-legume crops in western Canada. *Can J Soil Sci.* 2013;93:607-20. doi:10.4141/cjss2013-005

Mendham DS, Heagney, o eels M, O' onnell M, rove TS, Mc Murtrie, RE. Soil particulate organic matter effects on nitrogen availability after afforestation with *Eucalyptus globulus*. *Soil Biol Biochem.* 2004;36:1067-74. doi:10.1016/j.soilbio.2004.02.018

Reatto A, Bruand A, Martins ES, Muller F, Silva EM, Carvalho Júnior OA, Brossard M, Richard, G. Development and origin of the microgranular structure in Latosols of the Brazilian Central Plateau: Significance of texture, mineralogy, and biological activity. *Catena.* 2009;76:122-34. doi 10.1016/j.catena.2008.10.003.

CAPÍTULO II

FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO EM SOLO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO DE MILHO EM SUCESSÃO A PLANTAS DE COBERTURA E APLICAÇÃO DE ADUBAÇÃO NITROGENADA EM COBERTURA

FLUXOS DE ÓXIDO NITROSO EM SOLO SOB SISTEMA PLANTIO DIRETO DE MILHO EM SUCESSÃO A PLANTAS DE COBERTURA E APLICAÇÃO DE ADUBAÇÃO NITROGENADA EM COBERTURA

RESUMO

A exploração dos sistemas de cultivo no Cerrado cresceu a partir da década de 90. A produção de grãos despontou em números, e nesse quantitativo a cultura do milho destacou-se entre as graníferas cultivadas no Cerrado. Nessa região, o seu rendimento médio é superior àquele observado para o restante do Brasil, possibilitando não somente exploração de maiores áreas, somado a impactos ambientais, e dentre estes, as emissões de Gases de Efeito Estufa – GEE que configuram como preocupações mundiais. Segundo o Painel Intergovernamental das Mudanças Climáticas – IPCC, 60% das emissões se referem ao óxido nitroso (N_2O) que provêm da agricultura. Contudo, o uso de leguminosas e/ou gramíneas para adubação verde ou cobertura de solo permite introduzir altas quantidades de nitrogênio (N) e carbono (C) no solo, e consequentemente, resultar em maiores emissões de N_2O . O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de plantas de cobertura e adubação nitrogenada em cobertura na cultura do milho sob plantio direto, nos fluxos de N_2O nos latossolos do Cerrado. O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso em parcelas subdivididas e três repetições. O período de avaliação compreendeu o ciclo da cultura do milho. Nas parcelas foi cultivado o milho em sucessão às plantas de cobertura: Braquiária - *Urochloa ruziziensis* Germain and Evrard (*Poaceae*), Feijão Bravo do Ceará - *Canavalia brasiliensis* Mart. ex Benth (*Fabaceae*), Milheto - *Pennisetum glaucum* R. Brown (*Gramineae*). Nas subparcelas foi aplicado (ou não) a adubação nitrogenada em cobertura no milho, dispondo de subparcelas com N e subparcelas sem N em cobertura. Para quantificar as emissões de N_2O , foram instaladas em cada sub-parcela, duas câmaras do tipo estática fechada. Os maiores fluxos foram obtidos no solo sob cultivo de milho em sucessão à *U. ruziziensis* e com aplicação de N em cobertura. A adição de N em cobertura na cultura do milho favoreceu as maiores perdas de N_2O acumulado para a atmosfera. Os tratamentos com braquiária - *Urochloa ruziziensis* - promoveram maiores perdas acumuladas de N_2O para a atmosfera quando comparado ao *Pennisetum glaucum* - milheto.

Palavras chaves: Plantas de cobertura, Gases de Efeito Estufa, sistemas de produção.

NITROUS OXIDE FLOWS IN SOIL UNDER NO TILL OF CORN IN SUCCESSION TO COVER PLANTS AND APPLICATION OF NITROGEN FERTILIZER IN COVER

ABSTRACT

The exploitation of agricultural production systems in the Cerrado grew during the 90's. Grain production increased and maize was highlighted among the grain crops cultivated in the Cerrado. In this region, the average yield is higher than that observed in the rest of Brazil, allowing not only greater cultivated in area but also environmental impacts, among them, the emission of greenhouse gases (GHG), which is considered a worldwide concern. Agricultural systems are responsible for approximately 60% of soil N₂O emissions mainly because of the application of N fertilizers for the production of crops. According to the Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC, the use of legumes and/or grasses for green manure or cover crops, can introduce high amounts of nitrogen (N) and carbon in the soil, thus resulting in higher emissions of N₂O. The objective of this study was to evaluate the effect of cover crops and N fertilization in corn under no-tillage on N₂O fluxes in a Cerrado Oxisol. The plots were arranged as randomized complete block design with split plots and three repetitions. N₂O fluxes were evaluated during maize cycle. Cover plots were sown in the plots, whereas the application or not of N (with or without N) as topdressing was applied in the subplots. The following cover crops were evaluated : *Urochloa ruziziensis* Germain and Evrard (Poaceae), *Canavalia brasiliensis* Mart. ex Benth (Fabaceae), *Pennisetum glaucum* R. Brown (Gramineae). To quantify N₂O fluxes, two static closed chamber were placed in each subplot. The largest flows were obtained in soil under maize and with N applied as topdressing in succession to *U. ruziziensis*. The addition of N and the use of *U. ruziziensis* favored greater losses of N₂O to the atmosphere, whereas the of *Pennisetum glaucum* showed the lowest N₂O losses.

Key words: cover crops, greenhouse gases, production systems,

6.1 INTRODUÇÃO

As concentrações atmosféricas dos Gases de Efeito Estufa (GEE) têm aumentado rapidamente devido às atividades antrópicas, sobretudo, no setor agropecuário. Estima-se que o desmatamento e as queimadas, juntamente com as atividades agropecuária e florestal, respondam por mais de 80% da contribuição do Brasil para o efeito estufa do planeta (TEIXEIRA et al. 2006). O óxido nitroso (N_2O) é um gás traço cuja molécula tem um potencial de aquecimento equivalente a 310 vezes o da molécula de dióxido de carbono (CO_2) (IPCC, 2013), e meia-vida na atmosfera estimada em 120 anos (MCTI, 2014). Em termos globais, 60% das emissões de N_2O provêm da agricultura (SMITH et al. 2007), principalmente, pela utilização intensiva de fertilizantes, revolvimento do solo e incorporação de resíduos vegetais (CARVALHO et al., 2015a).

Os óxidos de nitrogênio (NO_x , NO_2 e N_2O) são produtos das reações de nitrificação e desnitrificação de nitrogênio (N) no solo. O nitrato (NO_3^-) pode se acumular no solo quando produzido além da demanda de microrganismos e plantas, potencializando as reações de desnitrificação (BEAUCHAMP, 1997). 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 sítios anaeróbicos no solo (Liu et al., 2007, Rochette, 2008).

A cultura do milho destaca-se como uma granífera cultivada no Cerrado e seu rendimento médio é superior àquele observado para o restante do Brasil. Cerca de 44% da produção nacional da cultura de milho na safra de 2015 foi proveniente da região do Cerrado (CONAB, 2015). Como uma das práticas de conservação do solo, o Sistema Plantio Direto em todo Brasil, ocupa uma área de aproximadamente 32 milhões de hectares (FEBRAPDP, 2014), sendo dependente da rotação e/ou consórcio de culturas para a produção e manutenção de palhada como cobertura do solo e para a ciclagem mais eficaz de nutrientes (MACEDO, 2009).

O sistema plantio direto com o uso de plantas de cobertura constitui-se numa estratégia que vem sendo adotada a partir dos anos 80, incluindo diversas espécies vegetais, desde gramíneas como braquiárias, milheto e sorgo até leguminosas como guandu e crotalárias em rotação, sucessão, consórcios, ou mesmo na integração lavoura-

pecuária (CARVALHO; AMABILE, 2006, CARVALHO et al., 2008, VILELA et al., 2011, DONEDA et al., 2012).

O acúmulo de matéria orgânica é um dos benefícios do sistema plantio direto, principalmente, se esse acúmulo ocorrer a partir do uso de leguminosas e/ou gramíneas para adubação verde ou cobertura de solo, já que podem incorporar altas quantidades de nitrogênio e carbono no solo, porém, podem resultar em maiores emissões de N₂O (CARVALHO et al., 2014; CARVALHO et al., 2016).

As relações C:N e lignina:N são fatores intrínsecos relacionados com o uso de plantas de cobertura e têm sido investigadas por interferirem na dinâmica do N e influenciarem diretamente na mineralização, consequentemente, na nitrificação e na desnitrificação, de acordo com as condições edafoclimáticas (TORRES et al., 2008). Assim, a baixa razão C:N favorece a mineralização de N no solo (SILVA et al., 2008) e nessa condição, as leguminosas possuem decomposição superior às gramíneas (TORRES et al., 2005). Ademais, a decomposição de resíduos vegetais vem sendo considerada como um processo que interfere nos fluxos de N₂O do solo (IPCC, 2006).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito de plantas de cobertura e adubação nitrogenada em cobertura na cultura do milho sob plantio direto, nos fluxos de N₂O no latossolo vermelho do Cerrado.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 *Descrição da Área Experimental*

O estudo foi conduzido na área experimental da Embrapa Cerrados com plantio de sucessão de milho e plantas de cobertura cultivadas nas mesmas parcelas desde 005, em lanaltina, DF (5 ° 5 ' 0 " S e 47 ° 4 ' 00 " W , em m atossolo Vermelho. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é do tipo Aw (tropical chuvoso), com médias de temperatura em torno de 27° C e média anual de chuvas em torno de 1.383 mm, mantendo os invernos secos e verões chuvosos, (SILVA et al., 2017). Além disso, uma característica marcante do clima local e do Cerrado é um período sem chuvas dentro da estação chuvosa nos meses de janeiro e fevereiro, conhecido como veranico (ADÁMOLI et al., 1986).

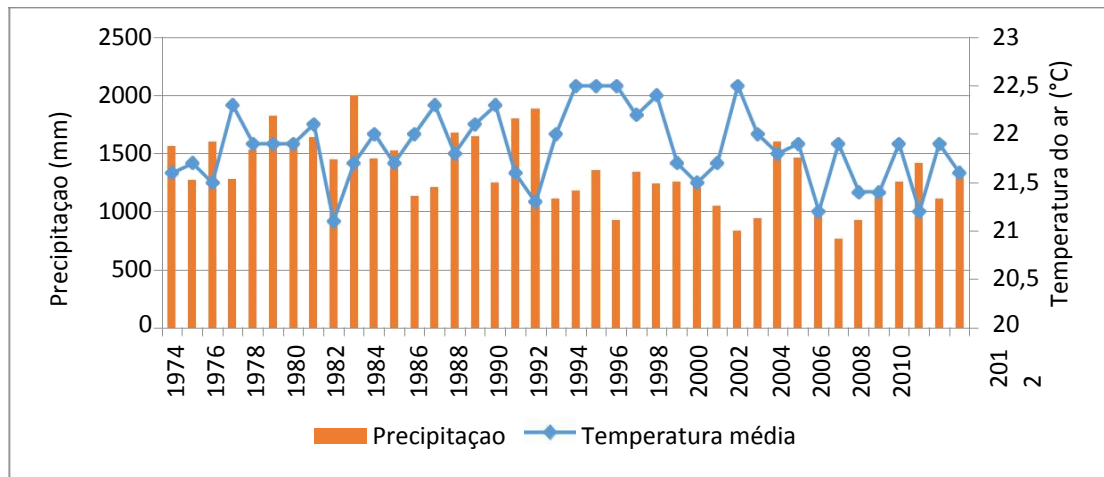


Figura 1 Precipitação pluviométrica mensal média (mm) e a temperatura média (°C) referente ao período 1974-2014 na área experimental da Embrapa Cerrados, Planaltina – DF.

Fonte: Silva et al., (2017).

Antes da instalação desse experimento a área foi mantida com rotação soja/milho entre os anos de 1999 e 2004 e na instalação do mesmo a composição química do solo era a seguinte: pH (em água) = 6,0; MO = 21,7 g kg⁻¹; P_{Mehlich1} = 0,9 mg kg⁻¹; Al³⁺ = 0,1 cmol_c kg⁻¹; Ca²⁺ + Mg²⁺ = 2,9 cmol_c kg⁻¹; K⁺ = 0,1 cmol_c kg⁻¹.

6.2.2 Implantação do experimento, delineamento experimental e preparo do solo

O experimento, anteriormente foi cultivado com soja e rotação com plantas de cobertura (1999-2005) e foi estabelecido a partir de novembro de 2005, em um sistema de plantio direto cultivado com milho, com cinco sementes viáveis por metro linear e espaçamento entre linhas de 0,70 m, totalizando uma população de 71.500 plantas. Seguido por plantio em sucessão com as seguintes plantas de cobertura:

Urochloa ruziziensis Germain and Evrard (Poaceae) (braquiária), *Canavalia brasiliensis* Mart. exBenth (Fabaceae), *Pennisetum glaucum* R. Brown (*Gramineae*). Para o *P. glaucum* (milheto) e *U. Ruziziensis* (braquiária), a densidade de semeadura foi de 20 plantas m⁻¹, e para *Canavalia brasiliensis* (feijão-bravo-do-ceará), foi de 10 plantas m⁻¹. O espaçamento utilizado foi de 0,5 m entre as linhas de semeadura para todas as espécies, conforme recomendação de Carvalho e Amabile (2006). A composição química das plantas de cobertura está descrita na Tabela 4.1, de acordo com Carvalho et al. (2012).

Vale destacar que as plantas de cobertura foram submetidas ao período de corte de acordo com o período correspondente as datas de floração e maturidade fisiológica apresentado na tabela 4.1, (período de roçagem) e também conferido conforme Carvalho et al., (2015a) e que as plantas de cobertura em estudo apresentaram teores de N superiores na floração, comparados ao período de maturação.

Tabela 1 Dados referente a datas de corte da floração e maturação fisiológica, relação C:N e concentração de hemicelulose, celulose e lignina (g.kg^{-1}) da parte aérea das plantas de cobertura cortadas na floração e maturação (concentrações médias das duas épocas de corte).

Plantas de Cobertura	Floração	MF	C:N	Hemicelulose	Celulose	Lignina	Lignina:N
<i>C. brasiliensis</i>	11/8	22/9	9,6	196,9	124,3	38,1	1,08
<i>P. glaucum</i>	10/7	25/8	22,2	302,0	178,2	34,0	1,40
<i>U. ruziziensis</i>	1/9	19/9	8,3	319,3	105,7	17,5	0,81

Fonte: Carvalho et al. (2015a, 2015b).

A semeadura foi feita com o milho híbrido simples Pioneer 30F53H, em 22 de Novembro de 2013 e no plantio foram aplicados 20 kg ha^{-1} de N, 150 kg ha^{-1} de P_2O_5 e 80 kg ha^{-1} de K_2O no sulco de semeadura e nos tratamentos em cobertura com N, foram realizadas duas aplicações de N em cobertura com ureia (75 kg ha^{-1} de N, quando as plantas emitiram o quarto par de folhas e a mesma dose de N quando as plantas emitiram o oitavo par de folhas), de acordo com as recomendações de Sousa; Lobato (2004).

Antes do plantio do milho, as plantas de cobertura foram dessecadas com herbicida não seletivo que é uma prática de manejo que pode aumentar o tempo de permanência de resíduos de fabáceas na superfície do solo, resultando em maior sincronismo entre a liberação de N de seus resíduos e o seu período de maior demanda pela planta (PACHECO et al., 2011). Esse tipo de manejo pode contribuir no rendimento da planta de cobertura, de modo a possibilitar um tempo de dessecação mais

longo, por 15 a 20 dias, antecedente a semeadura da cultura principal, o milho e possibilitar, desse modo, maior quantidade de N no sistema. (SILVA et al., 2006). De maneira que o glifosato foi aplicado no período de florescimento das plantas de cobertura.

O delineamento experimental foi o de blocos ao acaso em parcelas subdivididas e três repetições. Nas parcelas (12 x 8 m) foram semeadas as plantas de cobertura e nas subparcelas (12 x 4 m) foi feita a aplicação de N em cobertura na cultura do milho, obtendo-se sub-parcelas com aplicação de N em cobertura e sub-parcelas sem aplicação de N em cobertura.

6.2.3 Coletas de Óxido Nitroso - N_2O

As coletas de N_2O foram realizadas entre 23/11/2013 (um dia após semeadura do milho) até 25/04/2014 (após a colheita do milho). Duas câmaras do tipo estática, fechada compostas por uma base retangular de metal com 38 cm x 58 cm e inseridas no solo até 5 cm de profundidade, foram colocadas por subparcela para quantificar os fluxos de N_2O em cada tratamento, totalizando 36 câmaras no experimento. E para realizar as coletas do N_2O , foi utilizado o revestimento de uma campânula plástica, com uma cobertura metalizada para refletir os raios solares, por uma manta de alumínio (isolamento térmico) e, desse modo, foi acoplada à base de metal. A vedação das câmaras foi possível, ao se ajustar a mesma nas canaletas, com borrachas e fita (isolante) e estas foram ajustadas às câmaras com o auxílio de presilhas de borracha. Esta parte superior somente era acoplada na base metálica nos eventos de amostragem. Sobre cada tampa retangular era fixada uma válvula, com abertura para acessar o conteúdo da câmara fechada, permitindo a retirada dos gases no momento da coleta do gás e, posteriormente, o gás foi colocado em vial, que receberam vácuo anteriormente. As coletas de gases foram feitas sempre no período da manhã (entre 8:00 e 11:00 h), nos tempos 0, 15 e 30 minutos após o fechamento das mesmas (ALVES et al., 2012).

As amostras coletadas foram colocadas em frascos de vidro (*vials*) lacrados com rolhas de borracha clorobutílica e vedadas totalmente com lacres de alumínio, sob vácuo. Em cada frasco, anteriormente à coleta de gases, foi feito vácuo nos frascos com compressor de ar, garantindo-se que em todos os frascos obteve-se uma pressão negativa (sucção) de 80 kPa.

Pela válvula de três vias, localizada na tampa da câmara, foram coletados 30 mL de ar do interior da câmara e imediatamente transferidos para os frascos.

As amostragens de gases foram realizadas, em média, por quatro dias consecutivos quando ocorriam eventos de chuva e práticas agrícolas na área experimental, como aplicação de fertilizante nitrogenado no plantio e em cobertura. Durante a estação de seca, as amostras eram coletadas quinzenalmente. Em cada amostragem de coleta de N₂O, era realizada a medição da temperatura interna da câmara e do solo no seu fechamento, aos 15 minutos e na abertura, após 30 minutos, com termômetros digitais.

As câmaras foram posicionadas nas entrelinhas do milho e nas linhas de plantio e após as coletas dos gases, os *vials* eram acondicionados em caixas de isopor com gelo, a fim de conservar a temperatura dos *vials*. Até o momento das análises, os mesmos eram colocados em posição invertida para conservar a vedação dos frascos e os mesmos eram mergulhadas em água, evitando-se perdas do gás.

As análises das concentrações de N₂O foram realizadas no Laboratório de Cromatografia Gasosa da Embrapa Cerrados, utilizando-se um cromatógrafo gasoso (ThermoTraceGC) equipado com uma coluna empacotada com Porapak Q e um detector de captura de elétrons. O resultado da análise de cada amostra era obtido integrando a área de um gráfico, que variava de acordo com a concentração de N₂O. Antes de cada conjunto de análises, eram injetadas algumas amostras com concentrações conhecidas de N₂O, que serviram como padrões para o cálculo da concentração de N₂O em cada amostra. Os padrões utilizados foram: 200 ppb, 600 ppb, 1000ppb e 1500 ppb de N₂O.

Os cálculos dos fluxos de N₂O (FN₂O) consistem na diferença entre as concentrações de cada amostra dos tratamentos e a concentração das amostras do ar. Inicialmente era feita a regressão linear entre as concentrações dos padrões e as suas respectivas áreas, encontrando-se um fator de transformação da leitura das amostras. Realizada a conversão, os fluxos foram calculados pela equação:

$$FN_{2O} = \delta / \delta t (V / M/V_m)$$

Onde $\delta / \delta t$ a m dan a de concent a o de N₂O na câmara no intervalo de incubação; V e A são respectivamente o volume da câmara e a área de solo coberta pela

câmara; M é o peso molecular de N_2O e V_m é o volume molecular na temperatura de amostragem. Os fluxos foram calculados individualmente para os tempos 0, 15 e 30 min, o tidos em $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$. Posteriormente, foi determinada a inclinação da reta da regressão linear, através da função inclinação do aplicativo Microsoft Excel®, utilizando os fluxos de N_2O em 0, 15 e 30 min, que expressa as emissões.

Uma área de Cerrado nativo localizada próxima à área experimental foi utilizada como de referência e foram colocadas 3 câmaras do tipo estática fechada para amostragem de N_2O .

om a concent a o ($\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$) das amostras retiradas das câmaras, calculou-se a taxa de incremento do gás no tempo (0, 15, 30 minutos), considerando-se o modelo de ajuste linear (regressão linear – *slope*). Para o cálculo do acumulado de N_2O ao longo do período de avaliação, foi realizada a interpolação linear entre os pontos de coleta usando o software *Sigma Plot*.

Durante as coletas dos fluxos de N_2O foram coletadas amostras de solo na camada de 0-5 cm para a determinação dos teores de nitrato (NO_3^-) e amônio (NH_4^+), da umidade do solo e foi calculado o espaço poroso do solo saturado por água (EPSA).

O EPSA foi calculado com base nos resultados do conteúdo gravimétrico de água no solo e dos valores de densidade do solo de amostras indeformadas e foi calculado pela fórmula: $EPSA (\%) = (umidade\ gravimétrica (\%) \times densidade\ do\ solo) / \rho_{osidade\ total\ do\ solo}$ Onde: $\rho_{osidade\ total\ do\ solo} = (densidade\ do\ solo / 2,65)$, com $2,65 [g\ cm^{-3}]$ sendo a densidade das partículas assumida do solo.

A extração do nitrogênio mineral das amostras foi realizada com 50 ml da solução de $KCl\ 1\ mol\ L^{-1}$ em frascos de vidro com tampa contendo cerca de 15 g de solo úmido. O sobrenadante foi filtrado e as concentrações de NO_3^- e NH_4^+ foram determinadas por colorimetria. O N mineral (NO_3^- e NH_4^+) foi determinado por colorimetria pelo sistema de fluxo de injeção automático – FIA (Lachat Instruments, 5600 Lindburg Drive, Loveland CO 80539 USA). A umidade gravimétrica nestas amostras foi obtida através da secagem do solo a $105^\circ C$ por 48 horas.

O acúmulo das emissões foi estimado por cálculo das médias do fluxo de N_2O e o tempo de escala dispondo destes dados em tabela a fim de calcular a área resultante na curva integral, usando o Sigmaplot versão 10 software (Systat Software Inc., Chicago, USA, 2007).

Foi feita a correlação de Pearson entre os fluxos de N₂O e as co-variáveis (temperatura do ar, precipitação, espaço poroso saturado por água, nitrato, amônio e temperatura do solo), utilizando-se as médias dos três blocos de cada sistema de produção e a área de cerrado nativo, bem como a correlação entre os fluxos de N₂O e as co-variáveis, para cada sistema de produção e o cerrado nativo, totalizando 24 avaliações durante o ciclo do milho.

6.2.4 Análise Estatística

Os dados para fluxos de N₂O, além de NO₃⁻, NH₄⁺, temperatura do solo e EPSA foi submetido a correlação de Pearson e referente ao acúmulo do N₂O foi submetido na análise de variância (ANOVA) e cuja significância comparado pelo Teste de Tukey (p<0,05). Os coeficientes de correlação (r) abaixo de 0,05 e 0,01 entre as variáveis foram considerados.

6.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A amostragem temporal de N-N₂O durante a safra do milho, referente ao período da semeadura até a colheita, foi caracterizada por picos de N₂O no solo, que ocorreram entre 4 e 10 dias após os eventos de aplicação de N em cobertura no milho, conforme observa-se na indicação das setas na Figura 4.2. A maioria das amostragens de N₂O resultaram em fluxos abaixo de 10 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹, porém, após eventos de chuva e aplicações de nitrogênio no plantio e em cobertura nitrogenada do milho, os fluxos de N₂O atingiram valores entre 120 a 150 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Esses valores estão de acordo com Santos et al. (2016) que avaliaram diferentes sistemas de rotação e sucessão de cultivos, em plantio direto e convencional no Cerrado do DF, mas que também obtiveram picos de N₂O de baixas emissões de 0.0 a 266 µg. m⁻². h⁻¹, com menores picos no período seco e maiores picos após aplicação do fertilizante nitrogenado e EPSA na estação chuvosa.

Segundo Subbarao et al. (2009), a nitrificação ocorre com baixos teores para ambientes como florestas ou mesmo em solos sob pastagens em ocorrência de processos inibitórios. Ainda que, Jantalia et al., (2008) consideraram que as emissões estão envolvidas pelo uso de fertilizantes e/ou resíduos nitrogenados resultantes de cultivos. Contudo, deve-se destacar que em várias avaliações dos fluxos de N₂O realizadas entre 23/11/2013 e 6/12/2013, nos tratamentos em que o milho foi cultivado em sucessão à *U*.

ruziziensis, novamente, observaram-se os maiores fluxos de N₂O (56,758 a 78,56 μg N-N₂O m⁻² h⁻¹).

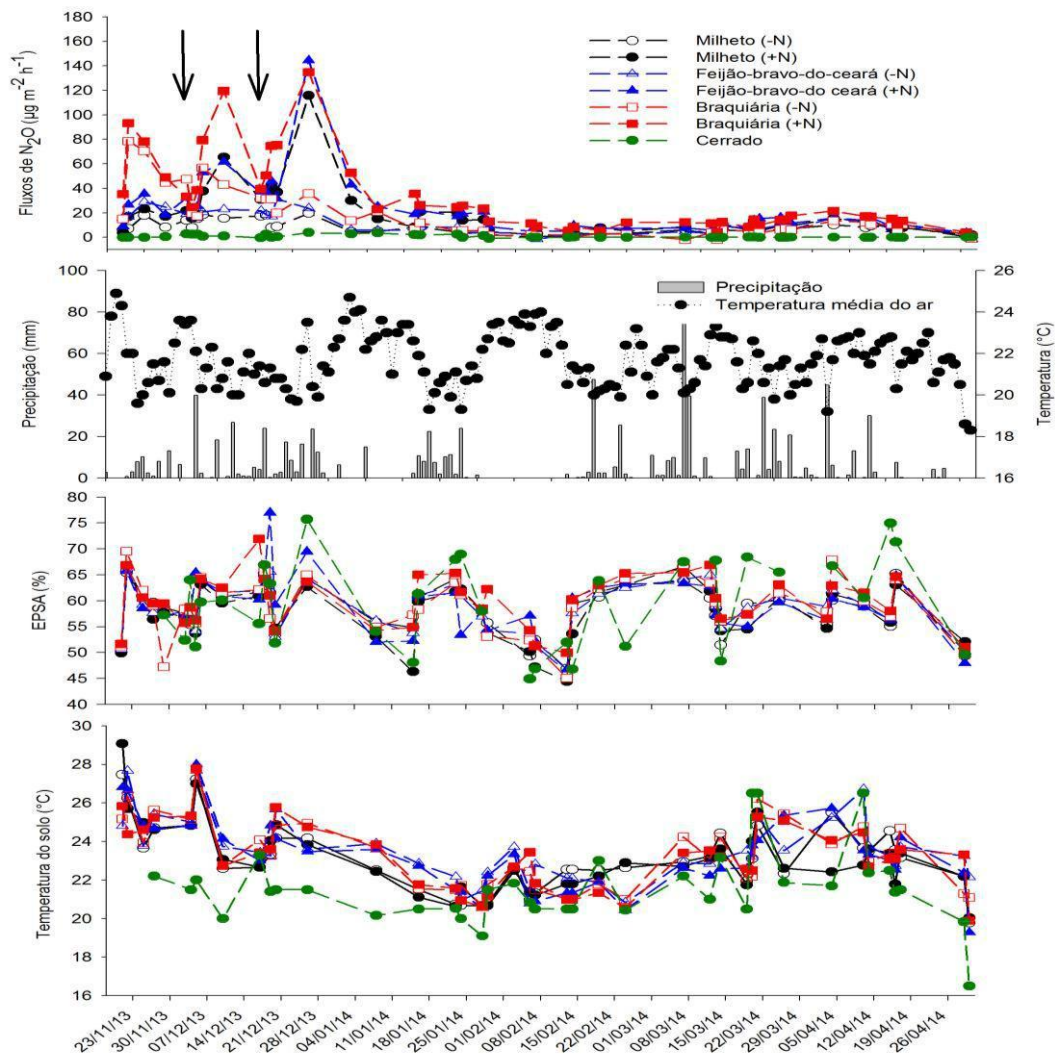


Figura 2 Fluxos de N₂O, EPSA e temperatura do solo sob cultivo de milho em sucessão às plantas de cobertura: milho (*Pennisetum glaucum*); feijão bravo do Ceará (*Canavalia brasiliensis*); braquiária (*Urochloa ruziziensis*) e cerrado nativo. Precipitação pluviométrica (mm) e temperatura média do ar (°C) referente ao período de novembro de 2013 a abril de 2014 coletada na Estação Climatológica da Embrapa Cerrados, Planaltina, DF. As setas indicam aplicação de N em cobertura no solo cultivado com milho via fertilizantes.

Vários autores têm observado aumento dos fluxos de N₂O após a fertilização nitrogenada e estes podem ocorrer por até duas a três semanas depois da fertilização (CARVALHO et al., 2006; HICKMAN et al., 2014; SANTOS et al., 2016). Por outro lado, Jantalia et al. (2008) não observaram efeitos da fertilização nitrogenada sobre os fluxos de N₂O no solo em áreas com resíduos ricos em N provenientes de plantas de cobertura, no sul do Brasil. Visto que, na Figura 4.2, a *U. ruziziensis* concomitante ao *P. glaucum* e *C. brasiliensis* responderam com maiores picos de N₂O no plantio do milho, 4 a 10 dias da aplicação do N, tanto para uso do fertilizante como na ausência deste em cobertura (20 kg.ha⁻¹).

Pode-se obter esse efeito contrário sob influência do período de roçagem e dessecação das plantas de cobertura, como observaram Castoldi et al., (2013), pois foram observados valores de variações de nitrato e amônio, de forma que estes efeitos não foram suficientes para promover supressividade das braquiárias nesse estudo, mas que somente demonstraram efeito significativo disponibilizando N e conferindo o processo de nitrificação no solo. Além do que o atraso ou a não dessecação de plantas com herbicida não seletivo significar maior tempo de permanência de resíduos em decomposição, ou seja, maior disponibilidade de N no ecossistema.

A matéria seca pode variar na quantidade de material orgânico (*input*) no agrossistema, de acordo com as peculiaridades da planta de cobertura, de modo que Carvalho et al., (2015) observaram que as plantas de cobertura *P. glaucum* e *C. brasiliensis* apresentaram maior rendimento de matéria seca que *U. ruziziensis* e esta última obteve menor rendimento devido à senescência e subsequente perda de folhas. Além do que *P. glaucum* e *C. brasiliensis* apresentaram ciclo mais longo até a floração, quando foi feito o corte das plantas (179 e 172 dias, respectivamente), quanto na maturação fisiológica (185 e 222 dias, respectivamente) de modo que essas espécies contribuiriam com biomassa total: *U. ruziziensis* com 1,4 a 1,5 t.ha⁻¹; *C. brasiliensis* apresentou uma biomassa em torno de 3,2 t.ha⁻¹ ou *P. glaucum* um valor equivalente a 3,0 a 3,3 t.ha⁻¹; deve-se considerar, ainda que a *U. ruziziensis* contribuiu com uma matéria seca menor, embora apresentasse menor teor de lignina, favorecendo sua mineralização, possivelmente aumentando a nitrificação e possibilitando assim maior emissão de N₂O.

Castoldi et al. (2013) sugerem que a dessecação das plantas de cobertura com glifosato alteraram o N disponível e também C lábil do solo. Vale ainda considerar que o corte das plantas de cobertura poderia conferir processos diferenciados como

ocorreu aos 0-28 dias após a dessecação da *U. ruziziensis*, que proporcionou maior liberação de matéria orgânica, N total e amônia que regiões não rizosféricas. Também possibilitando diferenciações entre NH_4^+ e NO_3^- , de forma ascendente e descendente, respectivamente, favorecendo a nitrificação.

Carvalho et al. (2015a) obtiveram efeitos na produção de milho de acordo com a mais acelerada decomposição do material residual além de baixos teores de lignina e sincronia de liberação de nutrientes a cultura subsequente. Pimentel (2014) obteve resultados de maiores emissões pós-manejo das plantas de cobertura, influenciados pelo espaço preenchido por água, pelos teores de nitrato de na primavera/verão e pela temperatura do solo do outono/inverno. De acordo com Pimentel et al. (2015), a emissão de N_2O foi negativamente relacionada as razões C/N, lignina/N, polifenóis/N e (lignina + polifenóis)/N dos resíduos adicionados que ficam sujeitos à mineralização e decomposição do material orgânico, o que pode contribuir para mitigação do N_2O .

Os maiores picos de N- N_2O no solo foram obtidos nos sistemas de cultivo de milho com fertilização de N em cobertura, em sucessão à *U. ruziziensis*, e o pico máximo ocorreu na avaliação em 26/12/2013 após a primeira adubação de cobertura. Na segunda aplicação de N, seguido por *C. brasiliensis* e *P. glaucum*, com valores de 134,82 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ referente a *U. ruziziensis*, 144,46 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ referente a *C. brasiliensis* e 115,89 $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ referente ao *P. glaucum*, respectivamente nas avaliações feita em 04/01/2014. Esses maiores picos de N_2O ocorreram aos sete dias após a segunda fertilização nitrogenada em cobertura no milho.

Considerando as três plantas de cobertura, os maiores fluxos de N_2O foram obtidos no solo sob cultivo de milho em sucessão à *U. ruziziensis* com aplicação de N em cobertura. Esses maiores fluxos de N_2O no solo com uso de *U. ruziziensis* podem estar relacionadas à decomposição mais acelerada dos resíduos vegetais desta gramínea devido aos seus menores teores de lignina e menor razão lignina:N e C:N dos seus resíduos vegetais quando comparado às outras plantas de cobertura, favorecendo a disponibilidade de substrato para a microbiota do solo (CARVALHO et al., 2011; 2012; 2015b).

Pimentel et al. (2015) obtiveram que a relação C/N variou conforme a espécie, pois as leguminosas obtiveram uma media de 4,4 vezes maior no conteúdo de N e 4 vezes menor relação C/N referente às gramíneas. Assim como, os resíduos

apresentaram maior variação do teor de lignina ($44-144 \text{ g.kg}^{-1}$) e polifenóis ($60-142 \text{ g.kg}^{-1}$), sendo que, as gramíneas, nesses indicadores, atingirem valores superiores que as leguminosas, possibilitando ao *P. glaucum* maior tempo em decomposição, principalmente por apresentar maior recalcitrância pelo seus constituintes estruturais, requerendo uma diversidade maior de microorganismos capazes de quebrar essa cadeia de moléculas maiores e de maior prazo em comparação com a *U. ruziziensis* e *C. brasiliensis*, visto sua relação C:N apresentar-se mais favorável, havendo possibilidade de imobilização e mineralização do N orgânico, respectivamente.

É importante destacar que, principalmente após a primeira fertilização nitrogenada, o solo com resíduos vegetais de *U. ruziziensis* resultou nos maiores fluxos de N_2O . Esse fato corresponde, possivelmente, à composição química dos resíduos vegetais; já que a *U. ruziziensis* possui menor razão C:N (8,3) e baixos teores de lignina (17%), enquanto que *C. brasiliensis* possui razão C:N de 9,6 e 38% de lignina (CARVALHO et al., 2012). Com a adição de fertilizante nitrogenado, no plantio, mas principalmente, em cobertura, devido aos seus baixos teores de lignina, a adição de N via fertilizante reduziu ainda mais as razões C:N e lignina:N, promovendo o processo de mineralização de N, conseqüentemente, incrementando a produção de N_2O devido ao efeito combinado da fertilização nitrogenada e da decomposição acelerada de seus resíduos vegetais.

A decomposição das plantas de cobertura possibilita alterações na dinâmica de nutrientes no solo, podendo aumentar a disponibilidade de N para a microbiota do solo, dependendo da sua composição química, como relação C/N e teor de lignina e polifenóis (CARVALHO et al., 2011; 2012; 2015a). Nos tratamentos em que o milho não recebeu as fertilizações de nitrogênio em cobertura, os fluxos de N_2O foram significativamente inferiores quando comparados com aqueles em que o milho recebeu as duas fertilizações em cobertura, principalmente, até a avaliação feita em 4/01/2014.

A prevaência da desnitrificação (EPSA > 75%) sobre a nitrificação (EPSA < 60%) que favorecem as emissões de N_2O , são realizadas quase que simultaneamente, pela atividade de microorganismos, Bactéria, Archae e Fungi, e ocorre em microsítios anaeróbios do solo. Visto que, na segunda cobertura Santos et al., (2016) obteve uma medição de EPSA com 90%, condição anaeróbica e promoção de desnitrificação.

Corrêa et al. (2016) também ressaltaram os fatores relacionados aos fluxos de N_2O com a microporosidade aliada ao EPSA, conferindo ao cerrado nativo menor densidade do solo (DS) e melhor distribuição no que concerne a macroporosidade e microporosidade comparando com a pastagem.

Durante o ciclo do milho e, principalmente, após a fertilização nitrogenada, a maioria dos aumentos dos fluxos de N_2O nos tratamentos avaliados foi acompanhada pelos maiores valores de EPSA, acima de 60%. Esse valor é considerado como o limite para a predominância de reações de desnitrificação em relação à nitrificação (LIU et al. 2007, DENMEAD et al., 2010, PIMENTEL et al. 2015), pois a difusividade do oxigênio nos agregados aliada à respiração do solo, é diminuída, aumentando as zonas de anaerobiose que favorecem a redução do NO_3^- (DOBBIE; SMITH, 2001). Por outro lado, há evidências de trabalhos em que não se observou o efeito do EPSA atuando nos fluxos de N_2O no solo (JANTALIA et al., 2008), no final do ciclo do milho.

Para alguns estudos, como Soares et al., (2016) que relacionam a abundância do NH_4^+ favorece a comunidade microbiana para Archae (AOA) e/ou AOB (bactérias oxidantes de amônia), assim como solo e condições climáticas podem favorecer possibilitando os picos mínimos. Pois, uma enzima funcional para oxidação de NH_4^+ , em ambos os casos AOA ou AOB, refere-se a hidroxilamina e estão presentes na maioria dos ecossistemas terrestres. Contudo, na presença de inibidores, como acetileno, a nitrificação ocorre em baixos níveis, no domínio das Archae, maior que pelas bactérias (GUBRY-RANGUIN et al., 2010).

Em situações adversas, poderiam favorecer a presença das bactérias, de acordo com o pH. Estudos sobre nitrato e amônio em solos tropicais são relatados maiores teores para amônio de acordo com Venzke Filho (2004) e outros autores que consideram essa disponibilidade está intrinsecamente relacionada com a natureza do solo e demais variáveis: temperatura, capacidade de retenção da água, aeração, pH, que por sua vez afetam a atividade dos microrganismos responsáveis pela mineralização do nitrogênio, favorecendo assim o processo de nitrificação.

Sabe-se que as bactérias AOB (bactérias oxidantes de amônio) estão influenciadas pelo pH do solo de forma que atuam sob sua distribuição e atividade, com pH entre 3,67 a 8,65, podendo variar em espécies de bactérias e Archae para solos ácidos. Assim como, o pH pode estar influenciando a oxidação da amônia por Archae durante a nitrificação. É um dos aspectos que poderia influenciar as bactérias oxidativas

de amônio (AOB), conforme foi demonstrada por apresentar-se 50 vezes menos abundante no cerrado (campo sujo) em relação a área de cultivo, de modo que, o pH de um solo é suficientemente capaz de alterar a distribuição e a atividade de archae e bactérias oxidativas de amônio (AOB), diminuindo substancialmente em solos ácidos (GUBRY-RANGIN et al., 2010).

Na área com cerrado nativo, a maioria dos fluxos de N_2O no solo aproximaram-se de zero, sugerindo que este bioma é conservativo em termos de N_2O (METAY et al. 2007; CRUVINEL et al., 2011, SANTOS et al., 2016b).

No Cerrado, as amostras apresentaram baixas concentrações de N mineral na forma de nitrato em relação à área com cultivo de milho e plantas de cobertura, porém, foram determinados os mais altos teores de N na forma amoniacal, que nesse caso é responsável pelos baixos fluxos de $N-N_2O$ no solo, com a maioria de valores próximos a zero e/ou negativos. Os fluxos mínimos também foram obtidos em solo de cerrado nativo em outros trabalhos (DAVIDSON et al, 2000; METAY et al., 2007; CRUVINEL et al., 2011, METAY et al., 2011; SANTOS et al., 2016b) confirmam os dados do presente trabalho. A explicação é que os latossolos dominantes nesse bioma são solos bem drenados e com baixa produção de $N-NO_3^-$, raramente excedendo à demanda dos microrganismos e das raízes das plantas (NARDOTO; BUSTAMANTE, 2003).

Pode-se ainda considerar que as savanas com predominância de um período seco prolongado, as emissões de N_2O são mínimas. Além disso, os solos de cerrado possuem com elevada porosidade e drenagem, de forma que, possuem poucos sítios de anaerobiose, o que é um fator chave para a desnitrificação (BAGGS; PHILIPPOT, 2010).

Os dados obtidos no presente trabalho mostram que os fluxos de N_2O foram alterados pelo efeito residual da planta de cobertura cultivada na entressafra, antecedendo a semeadura do milho combinado com a adubação nitrogenada em cobertura. Apesar desses resultados serem obtidos em sistema plantio direto, pesquisa mostra em solos bem aerados, que o impacto do plantio direto é mínimo nas emissões de N_2O (ROCHETTE, 2008), indicando que no presente trabalho, os fluxos de N_2O resultaram, principalmente, do uso das plantas de cobertura em sucessão ao milho e à fertilização em cobertura.

Ficou evidente que, dependendo da planta de cobertura cultivada anteriormente ao milho e da fertilização ou não com N em cobertura na cultura do milho, os fluxos de N₂O no solo se alteram, sugerindo influência, das características de planta de cobertura e da fertilização nitrogenada em cobertura, com valores que variaram de 0,071 a 144,46 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Deve-se considerar, ainda, que com os eventos de fertilização nitrogenada, as plantas de cobertura promoveram diferenças entre os fluxos de N-N₂O, no solo sob cultivo de milho, sugerindo que houve efeito dos resíduos vegetais dessas diferentes espécies nos fluxos de N₂O no solo com cultivo de milho, possivelmente devido à sua composição química diferente (Tabela 4.1).

A partir da avaliação de 15/02/2014, considerando-se todas as plantas de cobertura avaliadas com ou sem fertilização de N aplicado no solo sob cultivo de milho, os fluxos de N₂O, geralmente foram abaixo de 20 µg m⁻² h⁻¹, mesmo após eventos de chuva até a avaliação realizada em 26/04/2014 (Figura 4.2). Esse resultado mostra que as alterações de precipitação pluviométrica não interferiram mais nas emissões de N₂O, sobretudo pela ausência do efeito da fertilização com nitrogênio, já que não existe efeito residual mínimo para aplicação desse elemento via fertilizante.

Soares et al. (2016) obtiveram em período secos resultados favoráveis sob ocorrências ocasionais de chuva (> 20mm) promovendo emissões relacionadas a aumentos de teores de NO₃⁻ e temperatura do solo.

Em relação aos teores de nitrato no solo, deve-se ressaltar que, em SPD normalmente as quantidades de nitrato se apresentam bem maiores do que em sistemas com revolvimento do solo, visto que devido ao aumento de umidade do solo, os teores de nutrientes e/ou quantidade de matéria orgânica favorecem a ação das bactérias nitrificadoras (MORO et al., 2013). Estes mesmos autores consideraram que no SPD pode haver uma inversão em relação aos teores de amônio sobre o nitrato, como está na figura da comunidade microbiana, o efeito observado por D'Andea et al., 2004 (Nascente, 2013; Mooshammer et al., 2014). De modo que nesse ambiente de inversão poder ocorrer um processo respiratório intenso, o que desencadeia microssítios anaeróbios, conseqüentemente, fluxos de N₂O no solo por meio de desnitrificação (GARCIA-RUIZ; BAGGS, 2007).

Entretanto, os teores de nitrato podem estar contribuindo para os incrementos nos fluxos de N-N₂O no solo neste estudo, já que as concentrações de

amônio não mostraram relação com os fluxos de N-N₂O do solo (Figura 4.2). De modo que, a presença do nitrato e amônio, após as aplicações de N em cobertura coincidiu com os incrementos dos fluxos de N-N₂O no solo (Figura 4.2). Os maiores teores de N-NO₃⁻ no solo associados à condição de EPSA maior que 60% que potencializaram os fluxos de N₂O do solo.

Corrêa et al. (2016) também obtiveram que os fluxos de N₂O apresentam correlação positiva com o teor de nitrato, EPSA e temperatura do solo. Confirmam que no período chuvoso essa correlação se dá com o EPSA \geq 60% e na época seca, essa correlação se dá com os teores de amônio e nitrato no solo.

O solo com *U. ruziziensis* e aplicação de N na primeira cobertura resultou em maior teor de N-NH₄⁺, o que refletiu em pico de fluxo de N-N₂O em relação aos demais tratamentos. Uma das hipóteses para explicar os mais baixos teores de N-NO₃⁻ em relação ao solo com uso das outras duas espécies vegetais e mais elevados de N-NH₄⁺ é a habilidade que as raízes de *Brachiaria* sp. possuem para liberar inibidores de nitrificação (BNI) que bloqueiam vias enzimáticas de *Nitrosomonas* (SUBBARAO et al., 2007, SUBBARAO et al., 2009, SUBBARAO et al., 2015), assim, inibem o processo de nitrificação, o que deve ter resultado no predomínio da forma amoniacal no solo com uso de *U. ruziziensis*. Muito embora, Castoldi et al., (2013) mostram que apenas *U. humidicola* pode apresentar essa capacidade, com menor pH em região rizosférica, não evidenciando esse efeito por outras brachiaria. E verificaram que a *B. humidicola* e a *B. ruziziensis* tiveram o menor e o maior quantidade de N acumulado, contudo obtiveram um linear decréscimo de N após a aplicação do glifosato, e resultado significativo na supressão aos os picos de N₂O.

Observou-se um pico significativo na emissão de N₂O pelo teor de amônia apresentar um pico superior ao teor de nitrato, o que pode estar relacionado com os resíduos de *U. ruziziensis*, tempe at a do solo e S \geq 0 , favorecendo emissões pela presença de nitrato (pico menor) e amônio (pico maior). Invertendo somente nos casos de EPSA < 60%, em qual ambiente está mais favorável ao processo de nitrificação somente.

A produção de N₂O durante a oxidação do amônio predomina bactérias AOB, conforme consideram Soares et al. (2016), que oxidam NH₄⁺ via processo de

nitrificação e sugerem que o uso de fertilizantes ricos em NO_3^- podem diminuir a emissão de N_2O , diante do uso de fertilizantes nitrogenados com ureia.

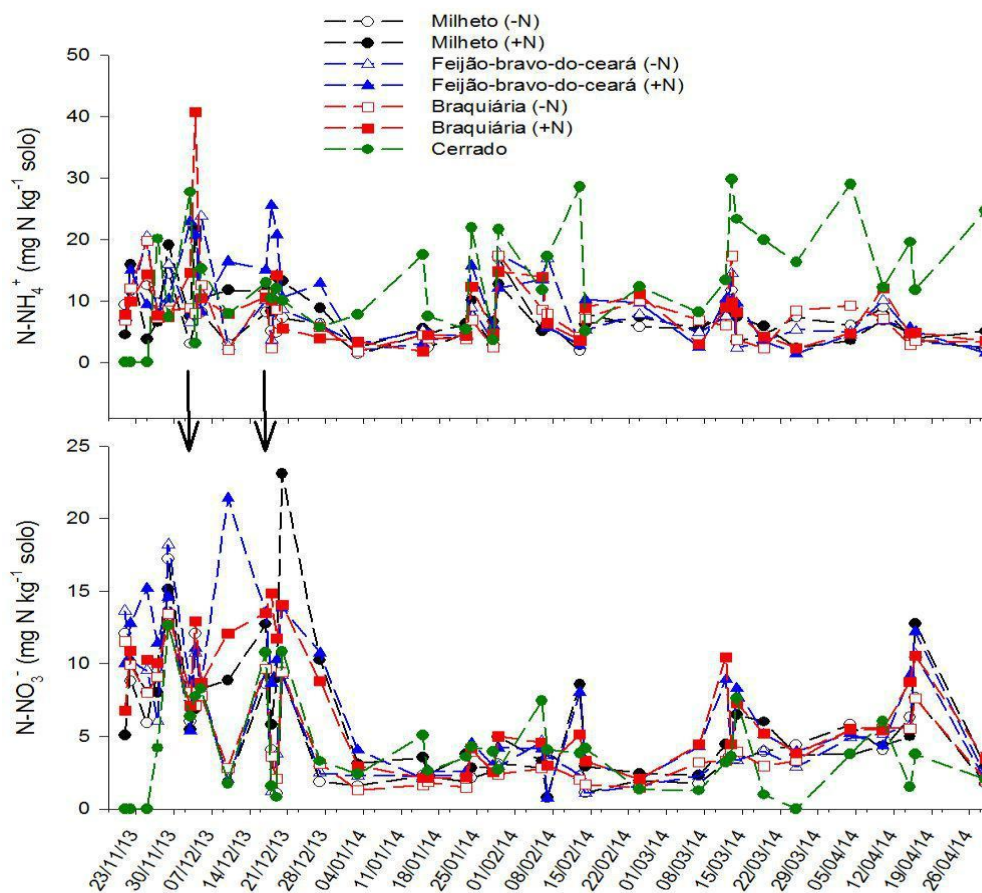


Figura 3 Concentrações de amônio e nitrato na camada de 0-5 cm de solo sob cultivo de milho em sucessão às plantas de cobertura braquiária (*Urochloa ruziziensis*), feijão bravo do Ceará (*Canavalia brasiliensis*) e milho (*Pennisetum glaucum*) com e sem aplicação de nitrogênio em cobertura e Cerrado nativo.

Esses latossolos, com elevada porosidade e boas condições de drenagem, possuem poucos sítios de anaerobiose, o que é um fator chave para a desnitrificação (BAGGS; PHILIPPOT, 2010). De forma que, os influxos de N_2O no solo sob cerrado nativo também pode estar relacionado ao baixo pH do solo encontrado sob vegetação de ce ado no asil (O S OX, 77 D' NDR , 004 , ma ve e a desnitrificação tende a diminuir com o aumento da acidez do solo (HICKMAN et al., 2014). Segundo Corrêa et al, (2016), o solo sob cerrado nativo está intrinsicamente influenciado pelos fatores físicos, menor densidade do solo e melhor distribuição dos valores de macroporosidade e microporosidade do que o solo sob pastagem do ILP.

Cuhel et al., (2010) observaram que a atividade de desnitrificação (com produção de N_2O) a pH ácido foi três vezes menor do que a observada em pH alcalino, essa condição química altera a dinâmica de nitrogênio no solo. Moro et al. (2013) também observaram que as grandes quantidades de matéria seca do *Pennisetum americanum*, *Crotalaria spectabilis* e *Urochloa* sp. em relação ao Cerrado melhoram a fertilidade do solo, pela maior liberação de nutrientes, e influenciam diretamente no pH, que pode apresentar valores mais elevados e conseqüentemente provocar alteração na nitrificação, que é um processo que ocorre por bactérias exigentes em pH mais elevado. Este resultado é específico para cada planta de cobertura e espécie vegetal. De forma que, no trabalho citado obteve-se maiores teores de nitrogênio na forma de amônio com uso de *U. brizantha* e *U. humidicola*, além das perdas por percolação e lixiviação de nitrato. Também observaram a *C. spectabilis* concomitante ao uso de inibidores nitrificantes atingindo o maior nível de amônio no solo

No tocante a perdas de teores de N ao longo do tempo, Aita et al. (2004) observaram maiores teores de N disponível na camada 0-90 cm no primeiro ano, diminuindo significativamente no segundo ano, e ainda, o N mineral diferiu significativamente para cada planta de cobertura. Os autores observaram, ainda, que houve maiores perdas por lixiviação com ervilhaca solteira, o que foi observado após aveia e nabo solteiros e consórcios de aveia e ervilhaca.

A correlação de Pearson entre os fluxos de N- N_2O e as co-variáveis no solo com milho em sucessão às plantas de cobertura na presença e ausência de N em cobertura está apresentada na Tabela 4.2.

Pode-se observar que para a maioria dos tratamentos estudados, houve correlação positiva entre a temperatura do solo e os fluxos de N- N_2O no solo. Houve também correlação altamente significativa entre os fluxos de N- N_2O no solo e os teores de nitrogênio mineral na forma de nitrato no solo para os tratamentos avaliados (Tabela 4.2), com exceção da área sob cerrado nativo. Os teores de nitrogênio mineral na forma de amônio correlacionaram-se com os fluxos de N- N_2O para os tratamentos de milho com adubação de N em cobertura e culturas antecessoras de *Pennisetum glaucum* e *Canavalia brasiliensis*, além de milho sem adubação de cobertura e cultura antecessora de *Urochloa ruziziensis*.

O espaço poroso preenchido por água apresentou correlação positiva com os fluxos de N-N₂O no solo com milho na presença de adubação de cobertura e cultura antecessora de *Canavalia brasiliensis*.

Tabela 2 Matriz de correlação de Pearson entre os fluxos de N₂O e as co-variáveis, nos sistemas de sucessão com e sem N e os valores totais, agrupando todos os sistemas.

Variável	Sistemas de produção						
	MISN	MICN	FBCSN	FBCCN	BRASN	BRACN	Cerrado
EPSA	0,347ns	0,360 ns	0,161 ns	0,500 **	0,360 ns	0,186 ns	0,056 ns
NO ₃	0,426 *	0,514 **	0,615 **	0,709 **	0,539 **	0,630 **	0,172 ns
NH ₄ ⁺	0,194ns	0,445 *	0,248 ns	0,552 **	0,456 *	0,131 ns	-0,484 **
T. solo	0,424 *	0,170 ns	0,688 **	0,419 *	0,456 *	0,325 ns	-0,196 ns

ns não significativo, . ** e*, significativo a 5 e 1% de probabilidade, respectivamente. MISN- milho cultivado após milheto, sem adubação nitrogenada em cobertura; MICN - milho cultivado após milheto, com adubação nitrogenada em cobertura; FBCSN - milho cultivado após feijão -bravo-do -Cera, sem adubação nitrogenada em cobertura; FBCCN - milho cultivado após feijão -bravo-do -Cera, com adubação nitrogenada em cobertura; BRASN - milho cultivado após braquiária, sem adubação nitrogenada em cobertura; BRACN - milho cultivado após braquiária, com adubação nitrogenada em cobertura; Cerrado e TS - análise conjunta de todos os sistemas de produção e o cerrado nativo.

Na área com cerrado nativo houve correlação negativa e altamente significativa ($p < 0,001$) entre os teores de amônio e os fluxos de N-N₂O no solo, comprovando mais uma vez que a forma predominante de amônio no solo é a principal explicação para o resultado referente aos baixos valores de fluxos de N-N₂O no solo que, em geral são próximos e/ou abaixo de zero, bem específico ao cerrado.

Para todas as plantas de cobertura avaliadas, a adição de N em cobertura na cultura do milho resultou em maiores emissões acumuladas de N-N₂O ($p < 0,005$) (Tabela 4.3). Nos tratamentos sem a adição de N em cobertura, não houve diferenças significativas entre as plantas de cobertura em relação às emissões acumuladas de N-N₂O. Porém, com a aplicação de N em cobertura, o solo com milho em sucessão à *U. ruziziensis* e *C. brasiliensis* resultou em maiores emissões acumuladas de N-N₂O, cerca de 42,5 e 19,8%, respectivamente quando comparadas com milheto, *Pennisetum glaucum* (Tabela 3).

A produtividade do milho tende a aumentar com o uso de plantas de cobertura no sistema, contudo pode haver aumentos de emissões para leguminosas e gramíneas com N em cobertura, de acordo com diferenciações material orgânico

residual. Contudo, com ou sem adição do fertilizante nitrogenado em comparação entre as plantas de cobertura, o milheto (*Pennisetum glaucum*) foi a planta de cobertura que manifestou menor emissão acumulada comparada às demais, sugerindo esta cultura para contribuir na mitigação de N₂O, assim como, opção para conferência futura em outras pesquisas referente ao tema.

Tabela 3. Valores acumulados N₂O do solo sob diferentes plantas de cobertura, com e sem a adição de N em cobertura na cultura do milho, no período de Novembro de 2013 a Abril de 2014 (160 dias).

Planta de Cobertura	+ N		-N	
	-----kg N-N ₂ O ha ⁻¹ -----			
<i>U. ruziziensis</i>	1,20	a A	0,57	a B
<i>C. brasiliensis</i>	0,86	ab A	0,38	a B
<i>P. glaucum</i>	0,69	b A	0,28	a B
Cerrado	0,03			
CV (%)	18			

(1) Médias seguidas pela mesma letra minúscula nas colunas e maiúscula na linha não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

6.4 CONCLUSÕES

Nas condições desta pesquisa:

1. O aumento da umidade do solo representada pelo EPSA, em função da ocorrência e periodicidade da precipitação pluviométrica, associada a aplicação de fertilizantes nitrogenados aumentam os fluxos de N₂O em sistemas de plantio direto cultivado com milho em sucessão às plantas de cobertura no cerrado.
2. Em função da fertilização nitrogenada, o sistema que utilizou *P. glaucum* seguido de milho foi o que apresentou menor emissão acumulada de N-N₂O.
3. A presença de N-NO₃⁻ no solo aumenta os fluxos de N-N₂O no solo nos tratamentos com plantas de cobertura, exceto para *U. ruziziensis*, após a primeira adubação de N em cobertura no milho cujo pico de N-N₂O esteve associado ao decréscimo do teor de N-NH₄⁺ (~10 mg N Kg⁻¹ solo) e ocorrência de precipitação superior a 40 mm.

4. O cerrado nativo praticamente não arpesentou fluxos de N₂O do solo, e teve como forma predominante N-NH₄⁺, o que sugere um ambiente mitigador.
5. A definição de plantas de cobertura para mitigação na emissão de N₂O deve ser baseada na qualidade dos resíduos e no menor uso de fertilizantes nitrogenados.

6.5 REFERÊNCIAS

ABDALLA, M. et al. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crop for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem, **Geoderma**, p. 9 - 20, 2014.

ADÁMOLI, J., MACEDO, J., AZEVEDO, L. G. de, MADEIRA NETTO, J. Caracterização da região dos Cerrados. In: GOEDERT, W.J. **Solos dos Cerrados: Tecnologias e estratégias de manejo**. Planaltina/São Paulo, Embrapa- CPAC/Nobel, p.33-74, 1986.

AITA, C., GIACOMINI, S. J., HUBNER, A. P., CHIAPINOTO, I. C., FRIES, M. R., Consorciação de Plantas de cobertura antecedendo o milho em Plantio Direto. I – Dinâmica do nitrogênio no solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Santa Catarina, v. 28, p. 739 – 749, 2004.

ALVES, B.J.R., SMITH, K. A. FLORES, R. A., CARDOSO, A. S., OLIVEIRA, W. R. D., JANTALIA, C. P., URQUIAGA, S., BODDEY, R. M. Selection of the most suitable sampling time for static chambers for the estimation of daily mean N₂O flux from soils. **Soil Biol. Biochem.**, v. 46, p. 129-135, 2012.

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.

BEAUCHAMP, E.G. Nitrous oxide emission from agricultural soils. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 77, p. 113-123, 1997.

CARVALHO, A.M., AMABILE, R.F. Plantas condicionadoras de solo: interações edafoclimáticas, uso e manejo. In: CARVALHO, A. M., AMABILE, R. F. **Cerrado: adubação verde** p. 143–170. (Embrapa Cerrados: Planaltina, Brazil). 2006.

CARVALHO, A. M. de, BUSTAMANTE, M. M. DA C., SOUSA JUNIOR, J. G. DE A., VIVALDI, L. J. Decomposição de resíduos vegetais em latossolo sob cultivo do milho e plantas de cobertura, **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 32, p. 2831 – 2838, 2008.

CARVALHO, A. M. de, PEREIRA, L. L., ALVES, P.C.A.C.A., JUNIOR GUIMARAES, R., VIVALDI, L. J. Cover plants with potential use for crop-livestock integrated systems in the Cerrado region. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** (1977. Impressa), v. 46, p. 1200-1205, 2011.

CARVALHO, M. de C., COELHO, M. C., DANTAS, R. A., FONSECA, O. P., GUIMARAES JÚNIOR, R., FIQUEREDO, C. C. Chemical composition of cover plants

and its effect on maize yield in no-tillage systems in the Brazilian savanna. **Crop & Pasture Science**, v.63, p.1075–1081, 2012.

CARVALHO, A. M., MARCHÃO, R. L., SOUZA, K. W., BUSTAMANTE, M. M. DA C. Soil fertility status, carbono and nitrogen stocks under cover crops and tillage regimes, **Revista Ciência Agonômica**, v. 45, n. 5 (Especial), p. 1-8, 2014.

CARVALHO, A.M. de, COSER, T. R., DANTAS, R.A de, REIN, T. A., SILVA, R. R., SOUZA, K. W. Manejo de plantas de cobertura na floração e na maturação fisiológica e seu efeito na produtividade do milho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** (Online), v. 50, p. 551-561, 2015a.

CARVALHO, A.M., COSER, T. R., SOUZA, K. W. de, ALVES, B.R., OLIVEIRA, W.R.D. de, RAMOS, M. L. G., OLIVEIRA, A. D.de. Avaliação das Emissões Atmosféricas de Gases de Efeito Estufa na Agropecuária. In: LIMA, C. E. P.; FONTENELLE, M. R.; BRAGA, M. B. (Org.). **Mudanças climáticas e produção de hortaliças: projeções, impactos, estratégias adaptativas e mitigadoras**. 01 ed. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, v. 01, p. 01-180, 2015b.

CARVALHO, A. M., BUSTAMANTE, M. M da C., COSER, T. R., MARCHÃO, R. L., MALAQUIAS, J. V. Nitrogen oxides and CO₂ from an Oxisol cultivated with corn in succession to cover crops. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n.9, p. 1213 – 1222, 2016.

CASTOLDI, G. REIS, J. G. dos, PIVETTA, L. A., BOSOLEM, C. A. Soil nitrogen dynamics after brachiaria desiccation, **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 37, p. 1620-1627, 2013.

CONAB. Companhia Nacional de Abastecimento. Acompanhamento da safra brasileira de grãos. Brasília: CONAB, v. 1, 2015. 67p.

CONEN, F., DOBBIE, K. E., SMITH, K. A. Predicting N₂O emissions from agricultural land through related soil parameters. **Global Change Biology**. v. 6, p. 417 - 426, 2000. DOI: 10.1046/j.1365-2486.2000.00319.x

CORRÊA, R. S; MADARI, B. E, CARVALHO, G. D., COSTA, A. R. da, PEREIRA, A. C. de C., MEDEIROS, J. C. Fluxos de óxido nitroso e suas relações com atributos físicos e químicos do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1148-1155, 2016. DOI: 10.1590/S0100-204X2016000900014

CRUVINEL, E.B.F., BUSTAMANTE, M.M.C., KOZOVITS, A.R., ZEPP, R.G. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agr. Ecosyst Environ.**, v. 144, p. 29-40, 2011. DOI:10.1016/j.agee. 2011.07.016

CUHEL, J., SIMEK, M., LAUGHLIN, R.J., BRU, D., CHENEY, D., WATSON, C.J., PHILIPPOT, L. Insights into the Effect of Soil pH on N₂O and N₂ Emissions and Denitrifier Community Size and Activity. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 76(6), p. 1870-1878. 2010. DOI:10.1128/AEM.02484-09

D' NDR , . F., SILVA, M. L. N., CURI, N., GUILHERME, L. R. G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, p.179-186, 2004.

DAVIDSON, E.A., KELLES, M., ERICKSON, H.E., VERCHOT, L.V., VELDKAMP, E. et al. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **Bioscience**, Washington, v 50, n. 8, p 667 - 680, 2000.

DENMEAD, O.T., MACDONALD, B.C.T., BRYANT, G., NAYLOR, T., WILSON, S., GRIFFITH, D.W.T., WANG, W.J., SALTER, B., WHITE, I., MOODY, P.W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agr. Forest Meteorol.**, v. 150(6), p. 748-756, 2010. DOI:10.1016/j.agrformet.2009.06.018

DOBBIE, K. E., SMITH, K. A. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol, **European of Soil Science**, v. 52, p. 667 - 673, 2001.

DONEDA, A. AITA, C., GIACOMINI, S. J., MIOLA, E. C. C., GIACOMINI, D. A., SCHIRMANN, J., GONZATTO, R., Fitomassa e decomposicao de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas, **Revista Brasileira de Ciencias do Solo**, v. 36, p.1714-1723, 2012.

FEBRAPDP. FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. Evolução do plantio direto no Brasil. Disponível em <<http://www.febrapdp.org.br/port/plantiodireto.html>>. Acesso em: 25 agosto de 2014.

GARCIA-RUIZ; R. BAGGS E. M. N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. **Plant Soil**, v. 299, p. 263-274, 2007. DOI 10.1007/s11104-007-9382-6

GRUBRY-RANGIN, C., NICOL, G. W., PROSSER, J. I. Archae rather than bacteria control nitrification in two agricultural acidic soils, **FEMS Microbiology Ecology**, v.74, p. 566 – 574, 2010. DOI 10.1111/j.1574-6941.2010.00971.X

HICKMAN JE, PALM CA, MUTUO P, MELILLO JM, TANG J. Nitrous oxide (N₂O) emissions in response to increasing fertilizer addition in maize (*Zea mays* L.) agriculture in western Kenya. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 100(2) p.177-187. 2014. DOI: 10.1007/s10705-014-9636-7

IPCC (International Panel on Climate Change) 2006. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual.

IPCC (International Panel on Climate Change) 2013. Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Reference Manual.

JANTALIA, C. P., SANTOS, SANTOS, H. P. dos, URQUIAGA, S., BODDEY, R. M., ALVES, B. J. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the south of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 82, n. 2, p. 161-173, 2008.

LIU, X. J., MOSIER, A. R., HALVORSON, A.D., REULE, C. A., ZHANG, F. S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology Biochemistry**, v. 39, p. 2362–2370. 2007 doi:10.1016/j.soilbio.2007.04.008

LINN, D. M., DORAN, J. W. Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 48, p. 1267-1272. 1984.

LOPES, A.S., COX, F.R. A survey of the fertility status of surface soils under cerrado vegetation in Brazil. **Soil Science Society of America** v.41, p.742-747. 1977 doi:10.2136/sssaj1977.03615995004100040026x

MACEDO, M. C. M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, Brasília, v. 38, p.133-146, 2009.

MCTI (2014). Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil. Segunda Edição. 563 Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação, Brasília, Brazil. http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf. Accessed 20 March 2016

METAY, A., OLIVER, R., SCOPEL, E., DOUZET, J.M., MOREIRA, J.A.A., MARAUX, F., FEIGL, B.J., FELLER, C. N₂O and CH₄ emissions from soils under conventional and no-till management practices in Goiânia (Cerrados, Brazil). **Geoderma**, v. 141, p. 78-88. 2007. doi:10.1016/j.geoderma.2007.05.010

METAY A, CHAPUIS-LARDY L, FINDELING A, OLIVERD R, ALVES JA, MOREIRA C. Simulating N₂O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. **Agr. Ecosyst. Environ.** v. 140 p. 255–263, 2011. DOI:10.1016/j.agee.2010.12.012

MORO, E., CRUSCIOL, C. A. C., NASCENTE, A. S., CANTARELLA, H. Teor de nitrogênio Inorgânico no solo em função de plantas de cobertura, fontes de nitrogênio e inibidor de nitrificação. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, Goiânia, v. 43, p. 424 – 435, 2013.

MOOSHAMMER., M., WANER, W., HAMMERLE, I., FUCHSLUEGER, L., HOFHANSL, F., KNOLTSCH, A., SCHNECKER, J., TAKRITI, M., WATZKA, M., WILD., B., KEIBLINGER, K.M., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. RICHTER, A. et al. Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon:nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. **Nature communications**, v. 5, p. 1-7, 2014. DOI: 10.1038/ncomms4694.

NARDOTO, G.B., BUSTAMANTE, M.M.C. Effects of fire on soil nitrogen dynamics and microbial biomass in savannas of Central Brazil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** v. 38, p. 955-962. 2003. DOI:10.1590/S0100-204X2003000800008.

NASCENTE A. S. A, CRUSCIOL, C. A. C., COBUCCI, T., VELINI, E. D. Cover crop termination timing on rice crop production in a no-till system. **Crop Science**, Madison, v. 53, p. 2659 – 2669, 2013. doi:10.2135/cropsci2013.01.0047

PACHECO, L. P., LEANDRO, W. M., MACHADO, P. L. O. A.; ASSIS, R. L., COBUCCI, T.; MADARI, B. E., PETTER, F. A. Produção de fitomassa e acúmulo e liberação de nutrientes por plantas de cobertura na safrinha. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 17-25, 2011.

PIMENTEL, L. G. Emissão de óxido nitroso do solo em sistemas de sucessão de culturas e sua relação com a qualidade do resíduo vegetal. Porto Alegre (RS): UFRGS/CNPq, Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Dissertação de Mestrado. 2014

PIMENTEL, L.G., WEILER, D.A., PEDROSO, G.M., BAYER, C. Soil N₂O emissions following cover-crop residues application under two soil moisture conditions. **J Plant Nutr Soil Sci**, v. 178, p. 631-640, 2015. DOI:10.1002/jpln.201400392

ROCHETTE, P. No-till only increases N₂O emissions in poorly-aerated soils. **Soil & Tillage Research**, v. 101, n. 1-2, p. 97-100, 2008.

SANTOS, I. L.; OLIVEIRA, A. D. de.; FIGUEIREDO, C. C.; MALAQUIAS, J. V.; SANTOS, J.R. J. D. G.; FERREIRA, E. A. B.; SÁ, M. A. C.; CARVALHO, A. M. de. Soil N₂O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall seasonality and crop rotation in the Brazilian Cerrado. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v. 233, p. 111-120, 2016.

SANTOS, D.C., GUIMARÃES JÚNIOR, R., VILELA, L., PULROLNIK, K., BUFON V.B., FRANÇA, A.F.S. Fo age d y mass acc m lation and st ct al cha acte istics o iat grass in silvopastoral systems in the Brazilian savannah. **Agriculture Ecosystems Environment**, v. 233(3), p. 16-24. 2016. doi:10.1016/j.agee.2016.08.026.

SIGNOR D., CERRI, C.E.P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical** 43 v. 3, p. 322-338 2013. doi:10.1590/S198340632013000300014

SILVA, E. C. da, MURAOKA, T., BUZETTI, S., TRIVELIN, P. C. O. Manejo de Nitrogênio no milho sob plantio direto com diferentes plantas de cobertura, em Latossolo Vermelho, **Pesquisa agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 41, n. 3, p. 477-486, 2006.

SILVA E. G., MURAOKA, T., BUZETTI, S., ESPINAL, F. S. C., TRIVELIN, P. C. O. Utilization of nitrogen from corn plant residues and green manures by corn. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**. v. 32, p. 2853 – 2861. 2008.

SILVA, D.F., ANDRADE, C. L. T., SIMEONE, M. L. F., CASTRO, L. A., MOURA, B. F. Análise de nitrato e amônio em solo e água -- Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 55 p. (Documentos / Embrapa Milho e Sorgo, ISSN1518-4277; 114). 2010.

SILVA, F. M. A da, EVANGELISTA, B. A., MALAQUIAS, J. V., MULLER, A. G., OLIVEIRA, A. D. de. Análise temporal de variáveis climáticas monitoradas entre 1974 e 2013 na Estação Principal da Embrapa Cerrados Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2017. 340 p. (Embrapa Cerrados: Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 340). **No prelo**.

SMITH, P., MARTINO, D., CAI, Z., GWARY, D., JANZEN, H., KUMAR, P., ... & SCHOLLES, B. Agriculture. IN: Climate change 2007: mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on climate change'. (ds Met , OR Davidson, R osch, R Dave, Meye p. 4 7– 540. 2007.

SOARES, J. R., CASSMAN, N. A. , KIELAK, A. M., PIJL, A. CARMO, J. B., LOURENÇO, K. S., LAANBROEK, H. J., CANTARELLA, H., KURAMAE, E. E. Nitrous oxide emission related to ammonia-oxidizing bacteria and mitigation options

from N fertilization in a tropical soil. **Scientific reports**, v. 6, p. 02-11, 2016. Doi: 10.1038/srep30349.

SOUSA, D.M.G. de; LOBATO, E. Adubação com nitrogênio. In: SOUSA, D.M.G. de; LOBATO, E. (Ed.). **Cerrado: correção do solo e adubação**. 2.ed. Planaltina: Embrapa Cerrados, 2004. p.129-144.

SUBBARAO, G.V., NAKAHARA, K., HURTADO, M.P., ONO, H., MORETA DE, SALCEDO, A.F., RONDON, M., RAO, I.M., LASCANO, C.E., BERRY, W.L., ITO, O. Evidence for biological nitrification inhibition in *Brachiaria* pastures. **Proc Natl Acad Sci USA** 630 106:17302–17307, 2009. DOI: 10.1073/pnas.0903694106

SUBBARAO, G.V., YOSHIHASHI, T., WORTIHINGTON, M., NAKAHARA, K., ANDO Y, SAHRAWAT KL, RAO 632 IM, LATA J-C, KISHII M, BRAUN H-J Suppression of soil nitrification by plants. **Plant Sci Soil**. v. 233. p. 155-164 2015 <http://dx.doi.org/10.1016/j.plantsci>2015.01.012

SUBBARAO, G.V., WANG H.Y., ITO. O., NAKAHARA, K., BERRY, W.L. NH₄ triggers the synthesis and release of biological nitrification inhibition compounds in *Brachiaria humidicola* roots. **Plant Sci Soil** v. 290, p. 245–257, 2007. doi:10.1007/s11104-006.

TEIXEIRA, M.A., MURRAY, M.L., CARVALHO, M.G. Assessment of land use and land use change and forestry (LULUCF) as CDM projects in Brazil. **Ecological Economics**, v. 60, p. 260-270, 2006.

TORRES, J. L. R., PEREIRA, M. G., ANDRIOLI, I., POLIDORO, J. C. FABIAN, A. J. Decomposição e Liberação de Nitrogênio de Resíduos Culturais de Plantas de Cobertura em um Solo de Cerrado, **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.29, p.609-618, 2005.

TORRES, J.L.R.; PEREIRA, M.G.; FABIAN, A.J. Produção de fitomassa por plantas de cobertura e mineralização de seus resíduos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, p.421-428, 2008. S0100-204X2008000300018.

URQUIAGA, B. J. R. A., ALVES, B. J. R., JANTALIA, C. P., BODDEY, R. M. Variações no Estoque de Carbono e Emissões de Gases de Efeito Estufa em Solos das Regiões Tropicais e Subtropicais do Brasil: uma análise crítica. **Informações Agronômicas** n. 130. 2010.

VENZKE FILHO, S. P., FEIGL, B. J., PICCOLO, M. de C., FANTE JUNIOR, L. SIQUEIRA NETO, M., CERRI C. C. Root systems and soil microbial biomass under no-tillage system. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 61, p. 529-537, 2004.

VILELA, L., MARTHA JÚNIOR, G. B., MACEDO, C. M. MARCHAO, R. L. GUIMARAES JÚNIOR, R., PULROLNIK, K., MACIEL, G. A. Sistemas de integração lavoura-pecuária na região do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, n. 10, p. 1127 – 1138, 2011