

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS DE LAVOURA
CONTÍNUA E INTEGRADA COM PECUÁRIA NO CERRADO E
SUA RELAÇÃO COM FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO
SOLO**

JULIANA HIROMI SATO

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

BRASÍLIA/DF

MARÇO/2017



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

**EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS DE LAVOURA
CONTÍNUA E INTEGRADA COM PECUÁRIA NO CERRADO E
SUA RELAÇÃO COM FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO
SOLO**

JULIANA HIROMI SATO

ORIENTADOR: DR. CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO
CO-ORIENTADOR: DR. ROBÉLIO LEANDRO MARCHÃO

TESE DE DOUTORADO EM AGRONOMIA

PUBLICAÇÃO: 056D/2017

BRASÍLIA/DF
MARÇO/2017

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE AGRONOMIA E MEDICINA VETERINÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA

EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS DE LAVOURA
CONTÍNUA E INTEGRADA COM PECUÁRIA NO CERRADO E
SUA RELAÇÃO COM FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO
SOLO

JULIANA HIROMI SATO

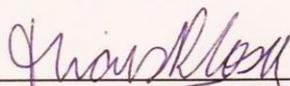
TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS À OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM AGRONOMIA

Aprovada por:



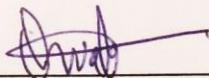
CÍCERO CÉLIO DE FIGUEIREDO (Orientador)

Professor Doutor (FAV - Universidade de Brasília) email: cicerocf@unb.br



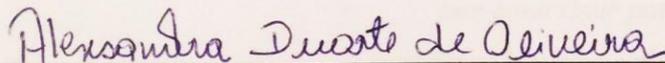
THAÍS RODRIGUES COSER (Membro interno)

Professora Doutora (FAV - Universidade de Brasília) email: thacoser@gmail.com



ARMINDA MOREIRA DE CARVALHO (Membro externo)

Pesquisadora Doutora (Embrapa Cerrados) email: arminda.carvalho@embrapa.br



ALEXSANDRA DUARTE DE OLIVEIRA (Membro externo)

Pesquisadora Doutora (Embrapa Cerrados) email: alexsandra.duarte@embrapa.br



BRUNO JOSÉ RODRIGUES ALVES (Membro externo)

Pesquisador Doutor (Embrapa Agrobiologia) email: bruno.alves@embrapa.br

Brasília/DF, 02 de março de 2017

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

SATO, J. H. **Emissão de óxido nitroso em sistemas de lavoura contínua e integrada com pecuária no Cerrado e sua relação com frações da matéria orgânica do solo.** Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Universidade de Brasília-Brasília, 2017; 139 p. (Tese de Doutorado em Agronomia).

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Juliana Hiromi Sato

TÍTULO DA TESE DE DOUTORADO: Emissão de óxido nitroso em sistemas de lavoura contínua e integrada com pecuária no Cerrado e sua relação com frações da matéria orgânica do solo. GRAU: Doutora ANO: 2017

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e 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.

Juliana Hiromi Sato

CPF: 023.101.171-70

Email: sato.jhiromi@gmail.com

S253f

Sato, Juliana Hiromi

Emissão de óxido nitroso em sistemas de lavoura contínua e integrada com pecuária no Cerrado e sua relação com frações da matéria orgânica do solo / Juliana Hiromi Sato. -- Brasília, 2017.

139f. : il.

Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, 2017.

Orientador: Prof. Dr. Cícero Célio de Figueiredo

Co-orientador: Prof. Dr. Robélio Leandro Marchão

Bibliografia

1. Emissões de gases de efeito estufa. 2. Sistemas integrados. 3. Plantio direto. 4. Estabilidade do carbono. I. Sato, Juliana Hiromi. II. Universidade de Brasília. Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária. Doutorado em Agronomia. III. Título. IV. Figueiredo, Cícero Célio de. V. Doutor

CDU 631.417 (213.54)

OFEREÇO

Aos meus “pequeninos”: Cora, Raphinha, Guga, Carol e Rafa Sato.

Que os frutos desta tese contribuam para o futuro de vocês.

DEDICO

À minha mãe, Edna Shizue Sato, pelo seu amor incondicional e por me inspirar tanta paz e tranquilidade. Com você ao meu lado cheguei até aqui e sei que ainda posso ir muito mais longe.

Ao meu pai, Alexandre Luiz Pinto do Amaral, por me mostrar que mesmo diante das adversidades da vida, tudo se ajeita no fim. E por contribuir para a minha qualidade de vida trazendo benefícios à minha saúde mental e física durante esta fase tão importante.

À minha “obaatian” Mieko e ao meu avô Benito, por serem as bases de sustentação e inspiração da minha família Sato e Amaral! ♥

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e pelas bênçãos diárias e, principalmente, por ter colocado tantas pessoas boas em meu caminho, que me apoiaram durante a minha trajetória acadêmica.

Ao meu orientador, Dr. Cícero Célio de Figueiredo, por todos os ensinamentos, pela paciência e compreensão em todos estes anos sob a sua orientação. Muito obrigada por me mostrar o real valor desta caminhada, acreditando sempre no meu potencial e sendo meu maior exemplo na área profissional.

Ao meu coorientador, Dr. Robélio Marchão, pela parceria com a Embrapa Cerrados, pela orientação, disponibilidade, dicas e conselhos ao longo destes anos.

À minha coorientadora, Dra. Arminda Carvalho, pelo suporte fundamental na Embrapa Cerrados, nas análises de N₂O, por todos os ensinamentos e por ter disponibilizado o grupo de estagiários “Equipe AMC”: André Kay, Arthur Moreira, Breno Barboza, Carol Melo, Camila Ferreira, Camila Nóbrega, Cristiane Lira, Cristiano Ferreira, Douglas Lino, Flavio Lara, Matheus Sales, Lucas Siqueira, Luciano Timóteo, Rafael Silva, Raynan Carneiro, Rayssa Bitencourt, e em especial à Juliana Marques, ao Eduardo Cavalcante, à Letícia Pereira e à Thais Rodrigues, pela eficiência e confiança com os quais eu sempre pude contar.

À Dra. Thaís Coser, por todo o apoio e incentivo, pela amizade e por ter sido peça essencial durante a execução das atividades na Embrapa Cerrados.

Ao pesquisador Lourival Vilela, pela disponibilidade e auxílio nas análises estatísticas.

Ao técnico Paulo Henrique, pelos ensinamentos da vida e pelo suporte no Chapadão.

Aos pesquisadores da Embrapa Cerrados: Dra. Alexandra Oliveira, por todas as discussões de resultados e suporte nas análises; Dr. Kleberson Worsley, pelas discussões do projeto; Djalma Martinhão, pelas incentivadoras conversas de corredor; e à Dra. Eloisa Ferreira, pelas contribuições durante a execução do projeto e discussões de resultados.

Ao Dr. Bruno Alves, membro da banca, pela disponibilidade e contribuições.

À equipe de técnicos e analistas da Embrapa Cerrados: Daniella, Diana, Fernanda, Delvico, Chico, Josias, Lucas, Manaíra, Nelson, Suellen, Vanessa e Vilderete, que me

auxiliaram nos laboratórios, deram suporte nas análises ou foram companhias incríveis nos almoços e lanches. Em especial, agradeço à Fer e à Vanessa, pela amizade e pelas ótimas conversas terapêuticas.

Aos colegas e amigos do LabMOS UnB: Alysson Silva, Bruna Schneider, Bruno Araújo, Gustavo Zafalon, Helen Neves, Isis Lima, Larissa Gomes, Priscila Reis, Thiago Silva, Túlio Moreira e Walda Farias, seja pelo suporte nas análises ou apenas pela companhia dentro do laboratório. Agradeço imensamente ao Túlio e Bruninha por sempre poder contar com eles nas análises, e às minhas grandes amigas Helen e Isis, pelas boas risadas e pelo apoio nos diversos momentos da vida.

Aos professores da UnB: Alessandra Monteiro, Gabriela Nardoto, Jader Busato, Jean Kleber Mattos, José Ricardo Peixoto, Selma Magiotto e Tairone Leão, por compartilharem conhecimentos específicos nas discussões do projeto e pelo suporte nas análises ou por apenas terem sido pessoas que me deram apoio e incentivo nas diferentes fases da minha vida acadêmica.

Aos companheiros de pós-graduação: Adriana Rodolfo, Daiane Soares, Divina Resende, Gessica Pereira, Jadson Moura, Mateus Coelho, Raíssa Dantas, Ricardo Sayd e Willian Oliveira, por compartilharem além de conhecimento, tantas emoções ao longo destes seis anos de PPG-Agro UnB.

Ao secretário Guilherme, por todo o suporte nos tramites burocráticos da FAV-UnB.

À CAPES, pela bolsa concedida durante o desenvolvimento da tese de doutorado.

Ao meu irmão de coração Raphael Mandarino, pelo apoio em todos os momentos desta vida.

À Agrofamília, especialmente às “bregas”, pelo incentivo e pela amizade. E também aos futuros doutores: Vanessa Mattos, por dividir comigo as vivências do doutorado; e ao Alceu Peixoto, por me mostrar que nunca devemos desistir dos nossos sonhos profissionais.

Aos amigos da salinha de estudos do Iate: André, Antônio, Dri, Felipinho, Helena, Liane, Luisa, Marina e Silvinha, por fazerem dias maçantes de estudos mais leves e prazerosos, e ao Artur, pela amizade, e por compreender, mais do que ninguém, meus desabafos durante a pós-graduação. Agradeço também às recepcionistas Su, Maria e Rose, por terem mantido sempre a ordem por lá.

A todos os amigos crossfitters do Iate, Crossfit 1000 e Agrocrossfiteiros, por fazerem parte da minha válvula de escape! Agradeço, em especial, àqueles que conviveram comigo de forma mais intensa nessa atividade terapêutica, por todo o incentivo dentro e fora do “box”: meus coaches Rick Rasta e Annamaria, aos Classe A (Ligia e Thiago, Xairo e Jú, Jibra e Re, Carol e Pedro, Cat e Aldo, tia Pi, Bazzo, Carol mamãe, Jo, Capita, Rafa tio e Priu, Leo Soares, Guinho), Vitão, Claudionor e Tábatta, Dri Borba, Mamá, Lily, Ale, Calola, Ju Perez, Leo Miranda, Lu Nóbrega, Betinha e Rafa Starling (agradecimento duplo aos três últimos por terem sido também companheiros de estudo na salinha). E ao Dr. Paulo Braga (Paulão), por todo o material compartilhado e discussões sobre o assunto da tese.

Finalmente, às minhas amadas família Sato e família Amaral, por serem meu porto-seguro! Agradeço pela enorme paciência, pelo carinho, pelo suporte material e psicológico durante toda esta etapa! Obrigada, “Famelha” (mami, Baa Mieko, mãe Emi e pai Haroldo, Akemi e Tama, Érica, Aline, Karis, Jorge e Wil)! Obrigada, “Amarais” (vô Benito e meu anjo vó Maza, papi Alex e Aninha, Rosa e Fred, tia Dea e tio Marcus)! Agradeço também à tia Naomi Sato e à Haru, por compartilharem de muitos momentos desta jornada na UnB, e à prima Kelly, por me auxiliar na tradução dos artigos.

A cada um dos citados, cada qual especial em sua singularidade, meu

MUITO OBRIGADA!

RESUMO

A integração lavoura-pecuária (ILP) é um sistema que tem sido cada vez mais implementado em várias regiões no Brasil. O acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) e a mitigação de emissão de gases de efeito estufa (GEE) são benefícios dos sistemas integrados. O óxido nitroso (N_2O) é um dos principais gases do efeito estufa e sua emissão para a atmosfera é influenciada por diversos fatores, entre eles a disponibilidade de carbono (C) orgânico no solo. Para compreender como o C interfere na emissão desse gás em um sistema integrado, o presente estudo foi desenvolvido com o objetivo de avaliar a emissão de N_2O do solo em sistema de integração lavoura-pecuária após 24 anos de duração de experimento e relacionar essas emissões com as frações da MOS em condições tropicais no Cerrado brasileiro. A pesquisa foi desenvolvida na Embrapa Cerrados, em Planaltina, DF, em um experimento instalado em 1991, cujo delineamento estatístico foi em blocos casualizados, com duas repetições. Os agrossistemas estudados foram: integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC), lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD), e o Cerrado nativo como área de referência. No Capítulo I foram monitoradas as emissões de N_2O nos diferentes agroecossistemas em um ano de avaliação, onde houve sucessão de culturas nas áreas agrícolas nesse período (sorgo consorciado com braquiária Piatã– soja – milho), e foram relacionadas com as co-variáveis edafoclimáticas (N-mineral – nitrato e amônio; espaço poroso saturado por água - EPSA). Conclui-se nesse capítulo que os maiores fluxos de N_2O foram observados após a fertilização e os eventos de precipitação. Também foi possível verificar um efeito combinado do manejo do solo com a rotação de culturas nas emissões de N_2O . Nos sistemas com lavoura contínua, as emissões foram maiores do que no sistema integrado durante o ciclo do sorgo e safrinha, em virtude da decomposição dos resíduos da cultura da soja, de baixa relação C/N e rica em N, principalmente dos nódulos com rizóbios. No Capítulo II, considerando que a MOS e a agregação do solo interferem na emissão de N_2O , objetivou-se caracterizar as frações da MOS nos diferentes agroecossistemas. As emissões de N_2O foram monitoradas por um ano e meio (~509 dias). Foram determinados os teores totais de carbono orgânico (COT) e nitrogênio (NT) e as frações da MOS: carbono oxidado por permanganato de potássio (CL), carbono da biomassa microbiana (CBM), carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado aos minerais (COAM), substâncias húmicas e suas relações (humina – HUM, ácido fúlvico – AF e ácido húmico – AH), carbono inerte (CI) e carbono e nitrogênio

associado aos macro e microagregados (C-MACRO, C-MICRO, N-MACRO e N-MICRO). Os resultados desse capítulo mostraram que a emissão acumulada de N₂O foi maior no LC-PC (4,56 kg ha⁻¹), intermediária no LC-PD (3,73 kg ha⁻¹) e no ILP-PD (1,75 kg ha⁻¹), e menor no Cerrado (0,63 kg ha⁻¹) em um ano e meio de monitoramento. A análise de componentes principais realizada entre o N₂O acumulado no período avaliado e as frações de carbono demonstraram maior associação entre a menor emissão, que foi verificada no Cerrado, com as frações CBM, COAM e HUM, essas duas últimas representando as frações estáveis da MOS. A avaliação do acúmulo de frações de C nos diferentes agroecossistemas demonstra que apesar do Cerrado nativo apresentar maior população microbiana e altos teores de C total, há predominância das frações estáveis, que são menos disponíveis para a microbiota. Isso ajuda a explicar as menores taxas de mineralização, e conseqüentemente, a menor produção de N₂O. Entre os sistemas agrícolas, as menores emissões de N₂O foram verificadas no ILP-PD, o sistema que mais se aproximou da área de referência (Cerrado nativo). No geral, os maiores teores de C nas frações estáveis e em agregados também foram verificados no ILP-PD, confirmando seu potencial como sistema mitigador de emissão de N₂O e acumulador de carbono no solo.

Palavras-chave: emissões de gases de efeito estufa, sistemas integrados, plantio direto, estabilidade do carbono, mitigação de GEEs, mudanças climáticas globais

ABSTRACT

The integrated crop-livestock (CLS) is a system which is increasingly being implemented in various regions of Brazil. The build-up of soil organic matter (SOM) and the mitigation of greenhouse gases (GHG) are benefits of the integrated systems. The nitrous oxide (N₂O) is one of the major gases responsible for the greenhouse effect and its emission into the atmosphere is influenced by a number of factors, among which is the availability of organic carbon (C) in the soil. To better comprehend how C interferes in the emission of this gas in an integrated system, the present study was developed with the objective of evaluating N₂O soil emission in a crop-livestock integrated system after a 24-year experiment and relate these emissions to SOM fractions in tropical conditions in the Brazilian Cerrado. The research was developed at Embrapa Cerrados, in Planaltina, DF, in an experiment installed in 1991, with statistical outline in randomized blocks, with two repetitions. The studied areas consisted of a system of continuous cropping under no tillage (CC-NT), a system of continuous cropping with annual heavy disc harrow (CC-CT), an integrated crop-livestock system under no tillage (CLS-NT) and an adjacent area of native Cerrado as reference. In Chapter I, N₂O emissions in the different agroecosystems were monitored in a one-year evaluation, with culture sequences in agricultural areas during this period (sorghum intercropped with *Brachiaria brizantha* cv. Piatã - soy – maize), and were related to the soil and climate co-variables (N-mineral – nitrate and ammonium; water filled pore space - WFPS). This chapter concludes that the larger N₂O fluxes were observed after fertilization and precipitation events. It was also possible to verify a combined effect of soil management and crop rotation in N₂O emissions. In continuous crop systems, the emissions were greater than that of the integrated system during the sorghum and interim harvest cycle, due to the decomposition of residues of soy crops, which presents a low C/N ratio and is rich in N in rhizobia. In Chapter II, considering that SOM and soil aggregation interfere in N₂O emissions, the objective was to characterize SOM fractions in the different crop systems. N₂O emissions were monitored for a year and a half (~509 days). The total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) and SOM fractions were determined: permanganate oxidizable carbon (COxP), microbial biomass carbon (C_{MIC}), particulate organic carbon (POC), mineral-associated organic carbon (MOC), humic fractions (humic acid – HA, fulvic acid – FA, humin – HUM), inert carbon (IC), Carbon and nitrogen levels in macro and microaggregates (C - MACRO, C - MICRO, N-MACRO and N-MICRO). The results of

this chapter showed that the cumulative N₂O emission was greater in the CC-CT (4.56 kg ha⁻¹), intermediary in the CC-NT (3.73 kg ha⁻¹) and the CLS-NT (175 kg ha⁻¹), and lesser in the Cerrado (0.63 kg ha⁻¹) during the year-and-a-half monitoring. The analysis of main components between the cumulative emission of N₂O in the evaluated period and the carbon fractions showed greater association between the lower emissions, which was verified in the Cerrado, and the C_{MIC}, MOC and HUM fractions, the last two representing SOM stable fractions. The evaluation of C fractions accumulation in the different crop systems demonstrates that although the native Cerrado presents a larger microbial population and high levels of total C, there is a predominance of stable fractions, which are less available to the microbiota. This helps explain the lower mineralization rates and, consequently, the lower N₂O production. Among the crop systems, the N₂O emissions were verified in the CLS-NT, system which more closely resembled the reference area (native Cerrado). In general, the greatest levels of C in stable fractions and in aggregates were also verified in the CLS-NT, confirming its potential as system which mitigates N₂O emissions and propitiates carbon accumulation in the soil.

Keywords: greenhouse gas emissions, integrated systems, no-tillage, carbon stability, GHG mitigation, global climate change

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I

Figura 5-1: Experiment site (Google Earth®) – continuous cropping with conventional tillage – CC-CT (1); continuous crop under no-tillage – CC-NT (2); crop-livestock system under no-tillage CLS-NT (3) and native Cerrado (CER)	49
Figura 5-2: Schematic representation of rainfall during the period of a 1-year sampling of N ₂ O data on agricultural production systems. The dotted arrows separate cycles for each crop.	52
Figura 5-3: Metal base installed in the ground (A), elastic tray seal (B), triple valve and glass bottles to store the gas collected with the syringe (C).....	55
Figura 5-4: Gas chromatograf (Trace GC Ultra, Thermo Scientific) in Embrapa Cerrados	56
Figura 5-5: Soil sampling for N-mineral and gravimetric moisture (A), colorimetric analysis - Lachat Quikchem FIA (B e C), in Embrapa Cerrados.	57
Figura 5-6: Rainfall (mm), average air temperature (°C), water-filled pore space WFPS (%) and fluxes of N ₂ O (µg N m ⁻² h ⁻¹) in an Oxisol under continuous crop under no-tillage (CC-NT), continuous crop under conventional tillage (CC-CT), livestock farming integration (CLS-NT) and native Cerrado.....	59
Figura 5-7: N-NO ₃ ⁻ in soil layers 0-5cm (A) and 5-10cm (B) and N-NH ₄ ⁺ in the layers of the soil 0-5 cm (C) and 5-10cm (D) in (mg kg ⁻¹)	61
Figura 5-8: N ₂ O fluxes (µg N m ⁻² h ⁻¹) in the periods of the crops and the off cycles. ...	63
Figura 5-9: Cumulative emission of N ₂ O (kg N ha ⁻¹) in the evaluated cultures. A. Sorghum (03/19/14 to 08/14/14) B. Soybean (11/05/14 to 02/28/15) and C. 375 days (03/19/14 to 03/31/15).....	68

CAPÍTULO II

Figura 6-1: Esquema representativo da sequência de culturas do experimento, indicando as amostragens de resíduos vegetais e solo (setas pontilhadas longas) e os eventos de fertilização (setas pontiagudas) durante o período de amostragem de N ₂ O nos diferentes sistemas agrícolas: lavoura contínua com plantio convencional - LC-PC; lavoura contínua sob plantio direto – LC-PD; e sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto – ILP-PD.....	92
---	----

Figura 6-2: A. Carbono orgânico total (COT) e B. nitrogênio total (NT) nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).....	94
Figura 6-3: A. Carbono da biomassa microbiana em (CBM), B. carbono oxidado por permanganato de potássio (CL) e C. carbono orgânico particulado (COP) nos diferentes usos do solo. Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).....	95
Figura 6-4: A. Ácido húmico (AH), B. ácido fúlvico (AF) C. humina (HUM), D. carbono orgânico associado aos minerais (COAM), E. carbono inerte (CI), nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).	96
Figura 6-5: A. Relação AH/AF e B. Índice de humificação (IH) nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).	97
Figura 6-6: A. Carbono em macroagregados (C-MACRO), B. carbono em microagregados (C-MICRO), C. diâmetro médio ponderado (DMP), D. nitrogênio em macroagregados (N-MACRO) e E. nitrogênio em microagregados (N-MICRO) nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).	98
Figura 6-7: Precipitação (mm) e média de temperatura do ar ($^{\circ}\text{C}$); dinâmica diária de fluxos de N_2O e acumulado após 509 dias; boxplot do N_2O acumulado. As letras minúsculas acima dos boxplots indicam diferença estatística pelo teste de Tukey-Kramer ($p < 0,05$).	99

Figura 6-8: Análise de componentes principais (ACP) de frações de carbono do solo e emissões de N₂O acumulado após 509 dias nos diferentes sistemas (A) e ACP das frações de carbono do solo e emissões de N₂O acumulado na fase do sorgo nos sistemas agrícolas (B). Cerrado (CER), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC), lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD) e integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD) 101

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I

Tabela 5-1: Chemical attributes of the soil in the experimental area.	50
Tabela 5-2: History of crops used in 24 years of experiment in different systems*	53
Tabela 5-3: Effect of the treatment between the days of the daily N ₂ O fluxes during the sorghum crop. The asterisks *, ** and *** denote significance between treatments P≤0.05, P≤0.01 and P≤0.0001	63
Tabela 5-4: Effect of the treatment between the days of the daily N ₂ O fluxes during the off-season. *, ** and *** indicate significance between treatments P≤0.05, P≤0.01 and P≤0.0001 respectively.	65
Tabela 5-5: Effect of treatments between days of the daily fluxes of N ₂ O during the soybean crop. *, ** and *** indicate significance between treatments P≤0.05, P≤0.01 and P≤0.0001 respectively.	67

CAPÍTULO II

Tabela 6-1: Atributos químicos do solo da área experimental.	84
Tabela 6-2: Histórico de culturas utilizadas em 24 anos de experimento nos diferentes sistemas.*	86

LISTA DE SIGLAS

AF – ÁCIDO FÚLVICO

AH – ÁCIDO HÚMICO

C – CARBONO

COT – CARBONO ORGÂNICO TOTAL

CBM – CARBONO DA BIOMASSA MICROBIANA

CI – CARBONO INERTE

CL – CARBONO LÁBIL

C-MACRO – CARBONO ASSOCIADO AOS MAGROAGREGADOS

C-MICRO – CARBONO ASSOCIADO AOS MICROAGREGADOS

COAM – CARBONO ORGÂNICO ASSOCIADO AOS MINERAIS

COP – CARBONO ORGÂNICO PARTICULADO

EPSA – ESPAÇO POROSO SATURADO POR ÁGUA

GEE – GASES DE EFEITO ESTUFA

ILP – INTEGRAÇÃO LAVOURA PECUÁRIA

HUM – HUMINA

LC – LAVOURA CONTÍNUA

MOS – MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO

N – NITROGÊNIO

NT – NITROGÊNIO TOTAL

N-MACRO – NITROGÊNIO ASSOCIADO AOS MACROAGREGADOS

N-MICRO – NITROGÊNIO ASSOCIADO AOS MICROAGREGADOS

PC – PLANTIO CONVENCIONAL

PD – PLANTIO DIRETO

SH - SUBSTÂNCIAS HÚMICAS

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. HIPÓTESES E OBJETIVOS	3
2.1. HIPÓTESES.....	3
2.2. OBJETIVOS	3
2.2.1. Objetivo Geral	3
2.2.2. Objetivos Específicos	3
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	4
3.1. CERRADO BRASILEIRO E AGROPECUÁRIA	4
3.2. PLANTIO DIRETO E INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA.....	5
3.3. EFEITO ESTUFA E AGRICULTURA.....	8
3.4. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS	9
3.4.1. Formação do Óxido Nitroso	9
3.4.2. Fatores que Influenciam os Fluxos de N ₂ O	11
3.5. MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO.....	19
3.5.1. Matéria Orgânica e sua Compartimentalização no Solo.....	19
3.5.2. Fracionamento da Matéria Orgânica do Solo	21
3.5.3. Frações Orgânicas do Carbono do Solo e Emissão de Óxido Nitroso	22
4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	24
CAPÍTULO I.....	43
5. NITROUS OXIDE FLUXES IN A BRAZILIAN CLAYEY OXISOL AFTER 24 YEARS OF INTEGRATED CROP-LIVESTOCK MANAGEMENT.....	44
5.1. ABSTRACT.....	44
5.2. RESUMO	45
5.3. INTRODUCTION	45
5.4. MATERIAL AND METHODS	48
5.4.1. Experiment Site	48

5.4.2. Air Sampling and Quantification of N ₂ O Emissions.....	54
5.4.3. Edaphic and Climatic Variables	56
5.4.4. Statistical Analysis.....	57
5.5. RESULTS AND DISCUSSION	57
5.5.1. Daily Fluxes of N ₂ O and Soil and Climate Variables	57
5.5.2. Daily and Cumulative Emissions in the Different Soil Management Systems and Crop Cycles	61
5.6. CONCLUSION.....	69
5.7. REFERENCES.....	69
CAPÍTULO II.....	78
6. ENTENDENDO A RELAÇÃO ENTRE FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E EMISSÕES DE N ₂ O EM UM SISTEMA INTEGRADO DE LONGA DURAÇÃO	79
6.1. RESUMO.....	79
6.2. ABSTRACT.....	80
6.3. INTRODUÇÃO	81
6.4. MATERIAL E MÉTODOS	83
6.4.1. Caracterização do Experimento.....	83
6.4.2. Amostragem e Análises de Solo	87
6.4.3. Emissões de N ₂ O Acumuladas	91
6.4.4. Análise Estatística.....	93
6.5. RESULTADOS.....	93
6.5.1. Carbono e Nitrogênio Total e Frações da Matéria Orgânica do Solo.....	93
6.5.2. Fluxos de N ₂ O e Relação entre Emissões Acumuladas e Frações de Carbono no Solo.....	98
6.6. DISCUSSÃO	101
6.6.1. Fracionamento de Carbono no Solo	101
6.6.2. Emissão de N ₂ O e Relação com Estabilização do Carbono no Solo.....	107

6.7. CONCLUSÃO	108
6.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	109
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	119

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas, o Brasil se estabeleceu como um grande exportador de *commodities* agrícolas, particularmente pela expansão do Cerrado, o segundo maior bioma da América do Sul (RADA, 2013). As alterações do bioma provocadas pelo desmatamento com o corte e a queima da vegetação nativa, seguidas pela mudança do uso do solo, geram impactos na dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS), o que influencia nos estoques de carbono (C) e nitrogênio (N), e consequentemente na emissão de gases de efeito estufa (GEE) como o dióxido de carbono (CO₂), óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) (SIX et al., 2002; SIQUEIRA NETO et al., 2011; STRASSBURG et al., 2014). O aumento das emissões de GEE é um dos principais problemas ambientais atuais, com forte impacto negativo nas mudanças climáticas globais. Estima-se que, no mundo, 75% das emissões de CO₂, 94% das emissões de N₂O e 91% das emissões de CH₄ sejam oriundas das atividades agrícolas, incluindo a conversão de florestas para uso agrícola (BAYER et al., 2011). Dentre os GEE, o óxido nitroso (N₂O) é o mais preocupante, em virtude do seu potencial na retenção de radiação infravermelha na troposfera ser 298 vezes maior que o gás carbônico (CO₂) e o seu tempo de residência na atmosfera ser longo (100 anos) (IPCC, 2013).

Segundo o Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação (MCTI), no Brasil, os solos são responsáveis por 59% das emissões diretas de N₂O (MCTI, 2016), sendo que os animais em pastagem, resíduos agrícolas e a aplicação de fertilizantes minerais representam a maior parte dessa emissão pelo solo. Nas últimas projeções do quinto relatório divulgado pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2014), existe uma tendência de redução de áreas agricultáveis, tornando as terras impróprias para cultivos devido as mudanças climáticas. Para tentar mitigar as emissões e reduzir o impacto da agricultura, o Brasil se comprometeu a reduzir as emissões de GEE em 43% até 2030 por meio de políticas públicas como o Programa ABC - Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (BRASIL, 2015). Durante a COP 21 em Paris, foram estabelecidas metas para a agropecuária como a recuperação adicional de 15 milhões de hectares de pastos degradados e incorporação de 5 milhões de hectares com sistemas integrados sob lavoura-pecuária e lavoura-pecuária-floresta (BRASIL, 2015).

Os sistemas integrados são uma alternativa para intensificação sustentável do solo (BONAUDO et al., 2014), por proporcionarem uma integração dos componentes do sistema produtivo, possibilitar uma elevada qualidade ambiental e ganhos econômicos

(CORDEIRO et al., 2015). Os sistemas agrícolas integrados são considerados mais eficientes na ciclagem de nutrientes (SALTON et al., 2014), melhoram a qualidade do solo (VILELA et al., 2011), aumentam a biodiversidade da fauna (MARCHÃO et al., 2009) e representam eficiente dreno de carbono, contribuindo para mitigação de emissão de GEE e mudanças climáticas (BATTLE-BAYER et al., 2010; BULLER et al., 2015).

Vários estudos têm sido realizados em solos de Cerrado para avaliar os fluxos de N_2O sob uso agrícola (CARVALHO et al., 2006, METAY et al., 2011; CARVALHO et al., 2013; CARVALHO et al., 2014, LESSA et al., 2014, MARTINS et al., 2015). No entanto, são poucos os estudos que avaliam a emissão deste gás em sistemas integrados, como a lavoura-pecuária, especialmente em condições de longo prazo. Sabe-se que a emissão de N_2O pelo solo é influenciada por fatores como o elevado teor de água (DEANMEAD et al., 2010; BUTTERBACH-BALL et al., 2013), a acidez do solo (MARTINS et al., 2015); a utilização de fertilizantes nitrogenados (CARVALHO et al., 2006; MARTINS et al., 2015), o preparo do solo (METAY et al., 2011; BAYER et al., 2015), as excretas de animais (LESSA et al., 2014; BULLER et al., 2015); a disponibilidade de nitrogênio e carbono orgânico (BHATTACHARYYA et al. 2013). O que ainda não está claro é qual a relação entre o acúmulo de diferentes frações da MOS, decorrentes do uso do solo e as emissões de N_2O .

O maior acúmulo de C em suas formas estáveis, normalmente, está associado ao maior grau de estabilização da MOS (SIX et al., 2002; PLAZA et al., 2013; PLAZA-BONILLA et al., 2014), pois quanto mais protegida, menos a MOS será exposta à mineralização, tornando-se de difícil acesso aos microrganismos decompositores, e consequentemente, menores perdas da MOS para a atmosfera na forma de gases, principalmente CO_2 e N_2O (COUTINHO et al., 2010). As frações de C são indicadoras das mudanças promovidas pelo manejo do solo, sejam elas em curto-prazo, como o carbono lábil e o carbono da biomassa microbiana (GUIMARÃES et al., 2013) ou em longo prazo, como o carbono orgânico associado aos minerais (TRIGALET et al., 2014).

Portanto, esse estudo tem como objetivo avaliar a influência dos sistemas de manejo com integração lavoura-pecuária, em comparação com sistemas convencionais de produção de grãos, na estabilização da matéria orgânica do solo e sua relação com as emissões de óxido nitroso.

2. HIPÓTESES E OBJETIVOS

2.1. HIPÓTESES

- A incorporação de áreas nativas do Cerrado para produção agropecuária eleva as emissões de N₂O do solo;
- Sistemas conservacionistas como o plantio direto e a integração lavoura pecuária apresentam emissões menores de N₂O em comparação ao sistema sob plantio convencional;
- As frações lábeis e estáveis da MOS se acumulam de forma diferenciada entre os sistemas de produção agropecuária e sob áreas nativas;
- Sistemas de manejo que favorecem o maior acúmulo de carbono nas frações mais estáveis da matéria orgânica do solo emitem menos N₂O para atmosfera.

2.2. OBJETIVOS

2.2.1. Objetivo Geral

Avaliar as frações da matéria orgânica e suas relações com as emissões de óxido nitroso em diferentes sistemas de manejo de solo sob longa duração no Cerrado.

2.2.2. Objetivos Específicos

- Estimar a emissão de N₂O em sistemas de manejo de solo e com diferentes culturas no bioma Cerrado;
- Identificar as variáveis que mais influenciam na emissão de N₂O no bioma Cerrado;
- Estimar o acúmulo de carbono nas frações orgânicas estáveis e lábeis, nos sistemas de manejo do solo de longa duração;
- Avaliar a relação entre os fluxos de emissão de N₂O com as frações orgânicas de carbono estáveis ou lábeis no solo.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. CERRADO BRASILEIRO E AGROPECUÁRIA

O Cerrado é o segundo maior bioma do Brasil, estendendo-se por aproximadamente 205 milhões de hectares entre os estados da Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, São Paulo e Tocantins, além do Distrito Federal (SANO et al., 2009). Esse bioma também apresenta acentuada biodiversidade sendo considerado um dos 34 *hotspots* mundiais (BUSTAMANTE et al., 2012).

As altitudes do bioma podem variar de 300 m, como a Baixada Cuiabana (MT), a mais de 1600 m na Chapada dos Veadeiros (GO) (RIBEIRO; WALTER, 2005). O clima é classificado como Aw (clima tropical úmido) conforme Köppen, com invernos secos de abril a setembro e verões chuvosos e quentes entre outubro e março. A precipitação anual varia de 900 a 1400 mm e as temperaturas de 22 a 27° C (SILVA et al., 2014).

Os solos predominantes dessa região são os Latossolos, que compreendem aproximadamente 40% dos solos do Cerrado (REATTO et al., 2007). Os Latossolos são solos intemperizados e profundos, possuem boas condições físicas devido seu enriquecimento por óxidos de ferro e alumínio, que dão aspecto maciço e poroso ao solo, favorecendo a mecanização (RESENDE et al., 2007).

Nas últimas quatro décadas, quase um milhão de km² foram convertidos em áreas agrícolas, principalmente de 1990 a 2011 (LAPOLA et al., 2014). Atualmente do total desmatado do bioma, 600.840 km² (29,46%) são ocupados por pastagens cultivadas e 238.416 km² (11,69%) ocupados por agricultura anual e perene (MMA, 2015a). Segundo um levantamento do MAPA, em menos de 30 anos o Brasil transformou-se em um dos maiores produtores/exportadores do mundo, sendo atualmente o segundo maior produtor mundial de soja e o terceiro de milho (MMA, 2015b). Isso aconteceu devido à expansão e consolidação da agropecuária no Cerrado, tanto na agricultura mecanizada para produção de grãos quanto para a pecuária extensiva. Entretanto, a elevada pressão sobre ambiente devido as atividades agropecuárias, em especial aquelas baseadas na monocultura, levaram a erosão e a perda da fertilidade dos solos, ao assoreamento dos cursos d'água, à poluição do solo e da água e a emissões de gases de efeito estufa (GEE) pelo desmatamento e manejo inadequado do solo (VILELA et al., 2012).

Com essa crescente exploração das terras agricultáveis e a preocupação com a degradação do bioma, a comunidade científica busca sistemas de manejo inovadores para otimizar a produção de culturas, resguardando a biodiversidade e os recursos naturais para gerações futuras (RESCK et al., 2008). Dessa forma, a adoção de técnicas de manejo para melhoria e conservação do solo é essencial para uma agricultura sustentável.

Em decorrência das mudanças climáticas globais, o Brasil instituiu a Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC) por meio da Lei nº 12.187/2009, que define o compromisso nacional voluntário de ações de mitigação, com o objetivo de reduzir as emissões de GEE entre 36,1% e 38,9%, em relação as emissões projetadas até 2020 (MMA, 2015b). Adicionalmente, com o objetivo de reduzir as emissões do setor agropecuário e contribuir no combate ao aquecimento global, o Brasil implementou o Plano ABC – Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura. O Plano ABC apresenta metas como a recuperação de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas, ampliação da adoção de sistemas de integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF) em 4 milhões de hectares, expansão da adoção do Sistema Plantio Direto (SPD) em 8 milhões de hectares e expansão da Fixação Biológica de Nitrogênio (FBN) em 5,5 milhões de hectares de cultivo, em substituição ao uso de fertilizantes nitrogenados.

Sabendo que o Sistema Plantio Direto e a Integração Lavoura-Pecuária são alternativas sustentáveis de produção e estão dentro do Plano ABC, o presente estudo visa avaliar melhor esses sistemas em experimento de longo prazo, para compreender melhor a dinâmica da matéria orgânica do solo desses sistemas e sua relação com as emissões de gases de efeito estufa.

3.2. PLANTIO DIRETO E INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

Sistemas de produção que visam a sustentabilidade do solo vem sendo estudados e cada vez mais implantadas em toda a região do Cerrado como o plantio direto (PD) e a integração lavoura-pecuária (ILP). O preparo do solo é uma prática que afeta e/ou interage com uma série de características do seu perfil, pois atua diretamente sobre sua estrutura (MATOS et al., 2008). O uso inadequado do revolvimento das camadas superficiais para incorporação de fertilizantes e corretivos, associado ao monocultivo de soja, trouxeram sérios problemas ao solo como a erosão hídrica, alteração dos atributos físicos, químicos

e biológicos, e também a redução de carbono orgânico do solo (CARNEIRO et al., 2009; FERREIRA et al., 2016).

Com a finalidade de controlar a erosão hídrica do solo, o PD foi introduzido no Brasil, na década de 1970, e se baseava no revolvimento do solo apenas na linha de semeadura e no acúmulo de palhada na superfície, reduzindo assim os efeitos danosos do preparo convencional (ROSCOE et al., 2006). Atualmente, o PD ocupa uma área de 32 milhões de hectares e vários estudos demonstram seus benefícios no incremento de carbono orgânico do solo (JANTALIA et al., 2008; FIGUEIREDO et al., 2013), na diminuição de gases de efeito estufa (ESCOBAR et al., 2010; CRUVINEL et al., 2011; CARVALHO et al., 2016; SANTOS et al., 2016) e na qualidade biológica do solo (FERREIRA et al., 2011). Esse sistema é altamente dependente da rotação e/ou consorciação de culturas para a produção de palhada como cobertura do solo (SANTOS et al., 2014; CARVALHO et al., 2016). Os restos culturais apresentam tempo de permanência no solo diferenciados (BAYER et al., 2004; CARVALHO et al., 2015), e portanto, com diferentes quantidade e qualidade dos resíduos culturais na superfície do solo (LOSS et al., 2012; CARVALHO et al., 2015).

Associado ao PD, a consorciação também se mostra uma eficiente prática sustentável para o solo. Os sistemas consorciados referem-se ao cultivo de diferentes espécies vegetais no mesmo espaço e ao mesmo tempo, que não precisam necessariamente ser semeadas ou colhidas na mesma época, mas crescerão simultaneamente por um bom tempo (LITHOURGIDIS et al., 2011). Práticas como essas surgem com o objetivo de aumentar a cobertura e a ciclagem de nutrientes, recuperar e manter a qualidade do solo, além da possibilidade de utilização de forrageiras tropicais para a produção de forragem na entressafra, surgindo o sistema de Integração Lavoura-Pecuária (ILP).

A ILP sempre foi bastante utilizada, em especial na abertura de fronteiras agrícolas. Entretanto, ainda é recente a aplicação dos conceitos de ILP em sistemas plantio direto. No Cerrado, o foco da integração está na sucessão, consorciação e rotação das culturas na recuperação de solos e pastagens degradadas (VILELA et al., 2012). Esse sistema visa incrementar a produção de palhada em quantidade e qualidade para o PD, forragem na entressafra e a produção de grãos (KLUTHCOUSKI; AIDAR, 2003). A alternância de espécies vegetais com a criação animal, ocupando o mesmo espaço físico, torna o sistema mais diversificado e complexo (CORDEIRO et al., 2015). Isso propicia uma maior expressão de efeitos sinérgicos que potencializam os fatores bióticos e

abióticos, que são capazes de incrementar os rendimentos desses componentes integrados de forma significativa, quando comparados aos rendimentos quando implantados isoladamente (SALTON et al., 2015).

Segundo Vilela et al. (2008), os componentes de sustentabilidade do modelo de produção do ILP são principalmente o uso eficiente de nutrientes, agroquímicos, de energia e a redução da emissão de GEE (CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017), que afetam a eficiência do sistema. Entretanto, se esse sistema for implantado e manejado de forma inadequada e ineficiente pode propiciar prejuízos ao ambiente, por vezes associado ao pisoteio animal. A compactação do solo provocada pelo pisoteio animal depende de fatores edáficos do componente ambiental e das propriedades físicas do solo, sendo variável com o tipo de solo, conteúdo de água, taxa de lotação animal, massa de forragem e a espécie forrageira utilizada no sistema, que representam a quantidade e qualidade de forragem (MARCHÃO et al., 2007). Entretanto, na região do Cerrado pouca atenção se dá a compactação do solo provocada pelo pisoteio animal, já que não se verifica redução expressiva no rendimento das culturas (SÁ et al., 2013).

No bioma Cerrado, vários sistemas de ILP são caracterizados de acordo com o perfil e os objetivos de cada estabelecimento agrícola (CORDEIRO et al., 2015). Três modalidades de integração se destacam: fazendas de pecuária, em que culturas de grãos (arroz, soja, milho e/ou sorgo) são introduzidas ou consorciadas em áreas de pastagens para recuperar a produtividade de pastos; fazendas especializadas em lavouras de grãos, que utilizam as gramíneas forrageiras para melhorar a cobertura de solo em sistema PD e na entressafra, para uso de forragem na alimentação de bovinos (“safrinha de boi”); e fazendas que sistematicamente adotam a rotação de pasto e lavoura para intensificar o uso da terra e se beneficiar do sinergismo entre as duas atividades.

Diversos estudos já mostraram a eficiência do sistema ILP em áreas do Cerrado. Salton (2005) avaliou as taxas de acúmulo de C em diferentes sistemas e manejo do solo, e observou que os estoques de C são maiores quando em presença de forrageiras, onde o ILP em PD acumulou $0,60 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, enquanto a lavoura contínua sob plantio direto acumulou $0,43 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, em regiões no Mato Grosso do Sul. Carvalho et al. (2009), também obtiveram resultados que demonstram que a conversão do sistema lavoura sob PD para ILP sob PD, variando de $0,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ a $2,8 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

Em razão desses benefícios potenciais, a ILP e a ILPF foram incluídas entre as tecnologias que compõem os compromissos voluntários de redução de emissões de GEE assumidos pelo Brasil na COP-15, que resultaram na criação do Plano ABC. Além da

implantação do Plano ABC, foram implantadas ações voltadas a oferecer incentivos econômicos e financiamento aos produtores por meio do Programa ABC, que é uma linha de crédito instituída no Plano Agrícola e Pecuário (MAPA, 2010). Na modalidade ABC a integração financia investimentos destinados a projetos de implantação e melhoramento de sistemas de integração lavoura-pecuária, pecuária-floresta ou lavoura-pecuária-floresta e de sistemas agroflorestais (MMA, 2015b). O fechamento da safra 2015/2016 mostrou que a oferta de crédito rural vem crescendo de maneira consistente no Brasil desde 1995, iniciando com menos de 20 milhões evoluindo para aproximadamente 160 milhões em 2015 (MMA, 2015b).

3.3. EFEITO ESTUFA E AGRICULTURA

Os sistemas agrícolas assumem um importante papel na emissão e absorção de gases de efeito estufa, e são responsáveis por um quinto do incremento anual de gases com potencial de aquecimento na atmosfera (IPCC, 2006). Dentre os gases de efeito estufa, os que tem sua emissão mais influenciada pela agricultura são o dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4) e óxido nitroso (N_2O) (MOSIER et al., 2004). Os aumentos recentes nas concentrações dos GEE na atmosfera, em grande parte associados à queima de combustíveis fósseis, à mudança de uso da terra e as atividades agropecuárias, têm causado impacto no balanço de radiação do planeta, tendendo ao aquecimento anormal da superfície da Terra (LIMA, 2002).

Segundo o *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), se as emissões de GEE continuarem crescendo às atuais taxas é de se esperar um acréscimo na temperatura de até 10°C até o fim desse século em relação ao, resultando em uma elevação de até 82 cm no nível do mar (IPCC, 2014).

Dentre os GEE, o N_2O é o que possui maior importância para sistemas agrícolas, uma vez que 70% das emissões globais desse gás se originam com a dinâmica de N do solo em produção, incluindo-se o N da matéria orgânica e o fixado química e biologicamente (USSIRI; LAL, 2013). No Brasil, dentre as emissões de óxido nitroso na agropecuária, observa-se que as emissões diretas dos solos agrícolas, por meio do esterco de animais em pastagem, uso de fertilizantes sintéticos, incorporação de resíduos agrícolas e áreas de cultivos orgânicos, representam 59% das emissões totais (MCTI, 2016). Desses, 33% das emissões são representadas pela emissão de animais em

pastagem, 10% pelos resíduos agrícolas e 9% pela aplicação de fertilizantes sintéticos (MCTI, 2016)

Com a problemática do aquecimento global evidencia-se o papel potencial da agricultura em atuar como sumidouro de GEE, contribuindo para mitigar o aquecimento da atmosfera. Ações e pesquisas devem ser intensificadas visando identificar atividades e práticas com potencial de mitigação, além de quantificar as emissões de GEE de diferentes agroecossistemas (COSTA et al., 2008).

3.4. EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO EM SISTEMAS AGRÍCOLAS

3.4.1. Formação do Óxido Nitroso

O óxido nitroso (N_2O) é um gás produzido biologicamente nos processos microbianos de nitrificação e desnitrificação, e ambos são afetados pelas condições físicas, químicas e biológicas dos solos. A produção e emissão de N_2O é resumida em um modelo conceitual conhecido como “the hole-in-the-pipe” (HIP) (FIRESTONE; DAVIDSON, 1989). Segundo esse modelo, num primeiro momento a quantidade de fluido que passa pelo “tubo” é proporcional à taxa de ciclagem de N em geral, ou seja, às taxas de oxidação de NH_4^+ por bactérias nitrificantes e redução de NO_3^- por bactérias desnitrificantes. Num segundo momento, a quantidade de N que “vaza” para fora do “tubo” como óxidos de N, são regulados por várias propriedades de solo, como umidade e concentração de oxigênio.

O N_2 atmosférico é fixado em forma de amônia (NH_3) pelas bactérias de vida livre e simbióticas e as archaeas (díazotróficas), utilizando a enzima nitrogenase – o catalisador universal, para quebrar a ligação tripla do N_2 . No solo, NH_3 pode ser convertida em amônio (NH_4^+), que pode ser oxidado a nitrato (NO_3^-), num processo chamado nitrificação. A nitrificação é a oxidação aeróbica de NH_4^+ para NO_3^- realizada por bactérias quimioautotróficas em duas fases: nitritação, em que o NH_4^+ é oxidado para NO_2^- por *Nitrossomonas sp.*, *Nitrosospira sp.* e *Nitrosococcus sp.*; e nitratação, onde o NO_2^- é oxidado para NO_3^- por *Nitrobacter sp.*, *Nitrosospira sp.* e *Nitrococcus sp.* (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Durante a amonificação do NO_3^- em NH_4^+ , pode ocorrer também a redução do NO_3^- produzindo o N_2O (THOMSON et al., 2012).

Estudos demonstram que os microrganismos nitrificantes contribuem significativamente para as emissões de N_2O em solos. Segundo BREMER et al. (1997), a nitrificação autotrófica é aumentada quando o pH do solo é elevado, juntamente com o teor de matéria orgânica e umidade, pela adição de adubos nitrogenados, esterco e resíduos vegetais. A diminuição da nitrificação pode ser obtida utilizando inibidores de nitrificação (SIGNOR; CERRI, 2013). Inibidores de nitrificação são utilizados para reduzir as emissões de óxido nítrico, mas sua eficiência é muito variável e depende de vários fatores como o tipo de solo, estado de compactação do solo, temperatura e clima (MAZZETTO et al., 2015).

A desnitrificação é o processo de redução de NO_3^- para N_2 , mediada por bactérias facultativas que correspondem a 0,1-5,0% do total de bactérias que habitam os solos (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Esse processo pode ser completo, resultando em N_2 , ou pode ser incompleto, e uma fração variável de N pode ser emitida como NO e N_2O . A desnitrificação ocorre em ambientes limitados em O_2 (anaeróbicos) e na presença de um agente de redução, como por exemplo a matéria orgânica. Quando o agente de redução é disponível no solo, todo o nitrogênio é reduzido a N_2 , entretanto, quando está em falta o processo de desnitrificação é comprometido e aumenta a formação do N_2O (CARDOSO et al., 2001). Segundo Spanning et al. (2007), as reações de desnitrificação são catabólicas, sendo regidas por microrganismos heterótrofos, necessitando de fontes de carbono como a matéria orgânica, para sua síntese celular, o que demonstra ainda a importância da disponibilidade de carbono na emissão de N_2O que será abordada ainda neste estudo.

Considera-se que o processo de desnitrificação seja responsável pela maior parte do N_2O produzido no solo, entretanto, a nitrificação também produz N_2O quando o O_2 é limitado. Até 1980 a desnitrificação era considerada a principal fonte de N_2O , depois desse período estudos mostraram que a nitrificação também pode ser uma importante fonte de N_2O (CARDOSO et al., 2001).

Ainda tratando sobre o processo de desnitrificação nos solos, a óxido nítrico redutase é uma enzima que participa da redução do NO a N_2O , participando da etapa final deste processo. Existem também bactérias oxidantes de amônio que são capazes de desnitrificar a partir do NO_3^- e levam a formação de N_2O , com a NH_3 ou hidrogênio como doadores de elétrons, sendo um processo conhecido como nitrificador desnitrificante (BORTOLI et al., 2012), podendo esse processo ser considerado como a maior fonte de

poluição do ar, contribuindo para o efeito estufa (BOCK; WAGNER, 2006; VALLEJO et al., 2011).

Uma das principais fontes de emissão de N_2O é o uso agrícola do solo pela aplicação de fertilizantes minerais nitrogenados e o processo de mineralização dos resíduos que são adicionados aos sistemas, sendo esse processo mais relevante em solos de várzea com altos teores de matéria orgânica (Organossolos e Gleissolos) quando são drenados para uso agrícola (ZANATTA et al., 2010).

No Brasil, a atividade agropecuária resulta em 94% das emissões de N_2O (BAYER et al., 2011), dessa forma, uma estratégia para reduzir essas emissões de GEE é maximizar a eficiência do uso de N, com aumento da produtividade das culturas (SIGNOR; CERRI, 2013).

Outros microrganismos podem estar envolvidos nos processos de nitrificação e desnitrificação, como as bactérias “anammox” que convertem NH_4^+ e NO_2^- para N_2 , sob condições anaeróbias, e alguns fungos que produzem N_2 e N_2O pela desnitrificação e codesnitrificação, além das archeae que são capazes de promover a desnitrificação em solos (HAYATSU et al., 2008).

Uma pequena fração de N_2O é produzida por processos não-biológicos como a decomposição química de nitrito e a oxidação de hidroxilamina (NH_2OH) (BREMNER, 1997).

A síntese e emissão de N_2O por processos microbianos resultam de interações entre vários fatores, como a temperatura do solo, textura, estrutura e pH, disponibilidade de N, matéria orgânica decomposta e água. Além da rotação de culturas, revolvimento do solo e fontes de N (profundidade de aplicação e tempo) (SIGNOR et al., 2013). A seguir serão abordados, de maneira resumida, os principais fatores que interferem nos processos microbianos ligados às emissões de N_2O pelos solos.

3.4.2. Fatores que Influenciam os Fluxos de N_2O

A dinâmica de N que resulta em fluxos de N_2O no solo é muito complexa (MOSIER et al., 2004), envolvendo as comunidades microbianas e os processos de nitrificação e desnitrificação (KONG et al., 2009; VALLEJO et al., 2011), que por sua vez são influenciados pela aeração, temperatura, umidade, pH, textura, matéria orgânica do solo, N disponível, relação C/N, preparo e manejo do solo, quantidade e qualidade dos resíduos vegetais.

a. Temperatura, umidade e aeração

Temperatura e umidade do solo são de grande importância para os processos de nitrificação e desnitrificação, já que eles determinam o ritmo da atividade dos microrganismos.

A temperatura do solo influencia a fisiologia das bactérias desnitrificantes com o aquecimento do ambiente, elevando as taxas metabólicas, produzindo mais N_2O até um ótimo de temperatura, que varia de 25 a 35 °C, sendo registradas nessa faixa de temperatura as maiores taxas de atividade microbiana (BRAKER et al., 2010). Sob temperaturas amenas, a taxa de conversão de N é baixa, e vai aumentando à medida que a temperatura é elevada (LIU et al., 2011). Entretanto, Akiyama e Tsuruta (2003) não encontraram nenhuma correlação entre temperaturas do solo e do ar com os fluxos de N_2O , mesmo quando as temperaturas atingiram valores menores que 5 °C. Nos estudos de Santos et al. (2016) foi observado que não há relação específica entre aumento de temperatura e emissão, enquanto outros estudos alegam relação direta de aumento de temperatura e maiores emissões de N_2O (LIU et al., 2013; WANG et al., 2014). No trabalho de Santos et al. (2016), sob condições do Cerrado, concluiu-se que as emissões são resultantes do efeito combinado de temperatura do solo com a umidade do solo, o espaço poroso saturado por água e o N mineral.

Em geral, quanto maior a umidade do solo, maiores serão as emissões de N_2O , devido a influência do conteúdo de água na atividade microbiana (LUO et al., 2010; MENÉNDEZ et al., 2012; SIGNOR; CERRI, 2013). Em ampla revisão, Zhuang et al. (2012) observaram que a precipitação pluviométrica é o controle mais importante para emissões de N_2O do solo, onde há alta correlação entre a precipitação e o fluxo de N_2O em campo, o que sugere que a umidade do solo é um fator de controle da nitrificação e da desnitrificação. Liu et al. (2011) demonstraram em seus estudos que as emissões aumentam com o acréscimo de conteúdo de água no solo. Ainda nesse trabalho foi observado que a difusão de N_2O do solo para a atmosfera aumenta logo após a chuva ou eventos de irrigação, voltando ao normal após o passar de três dias, como também foi observado por Carvalho et al. (2006).

A aeração tem relação estreita com a umidade do solo. Quanto maior for o espaço poroso saturado por água (EPSA), menor será o espaço de poros preenchidos por ar, melhorando as condições para os processos de desnitrificação. O EPSA tem relação direta com as reações de nitrificação e desnitrificação (MOSIER et al., 2004), devido à alta umidade do solo, onde a difusibilidade é baixa e a aeração é pobre, uma parte do NO é

reduzido a N_2O antes de escapar do solo (DAVIDSON et al., 2000). Em solos com EPSA inferior a 60%, maior será a difusibilidade e os fluxos de N_2O serão menores, enquanto os com saturação próximo a 80-85%, o solo apresentará fluxos altos (DENMEAD et al. 2010; LIU et al. 2011). O aumento de emissões de N_2O após períodos chuvosos é reportado em outros trabalhos devido ao aumento do EPSA, favorecendo a atividade desnitrificante induzida pela redução da difusão de O_2 no solo (JANTALIA et al. 2008; METAY et al. 2011; MARTINS et al. 2015). Butterbach-Ball et al. (2013) apontam esse incremento da atividade microbiana pelo estímulo que a umidade do solo, provocada pelas chuvas em curto espaço de tempo, promove nas bactérias desnitrificantes. Esse comportamento é denominado “efeito Birch” e promove um pico de respiração do solo, estimulando a atividade microbiana que se manteve inativa durante a seca, que no caso do Cerrado é extremamente rigorosa e longa. O efeito Birch promove a aceleração dos processos bioquímicos no solo (DICK et al, 2001) e aumenta a concentração da biomassa microbiana (PELSTER et al, 2012). Conseqüentemente, ocorre um aumento na concentração de C disponível, favorecendo as bactérias desnitrificantes que utilizam o nitrogênio como receptor de elétrons para oxidação do carbono e geração de energia (USSIRI; LAL, 2013).

b. Atributos físicos e químicos do solo

Os atributos do solo, como a textura, também influenciam os fluxos de N_2O para a atmosfera. Solos argilosos, por exemplo, tendem a apresentar maiores emissões de N_2O que solos arenosos. Solos argilosos, por apresentarem quantidade pequena de macroporos, tem a zona de anaerobiose maior, o que aumenta as taxas de desnitrificação, e portanto, o potencial de emitir N_2O (TAN et al., 2009). Segundo Neill et al. (2005), os fluxos em solos arenosos ocorrem em maior intensidade quando a umidade do solo é alta, semelhante às condições de umidade de um solo argiloso.

Por sua vez, apesar de serem classificados como muito argilosos, os solos do Cerrado são caracterizados por apresentar alta drenabilidade, sendo um dos motivos apontados para os baixos fluxos de N_2O encontrado em solos de áreas nativas (MARTINS et al., 2015). Os Latossolos apresentam alta porosidade e drenagem natural de água, o que evita a formação de microsítios anaerobióticos que favorecem a desnitrificação, e podem provocar a produção de N_2O (CHAPUIS-LARDY et al., 2007; CRUVINEL et al., 2011).

Outra propriedade do solo que influencia na emissão de N_2O é o pH. A influência do pH pode estar relacionada à proporção de NH_3^-/NH_4^+ ou à atividade enzimática das

bactérias desnitrificantes. Em relação à proporção $\text{NH}_3^-/\text{NH}_4^+$, em pH ácido ocorre a predominância de NH_4^+ , em detrimento de NH_3^- , ocorrendo o inverso em meio alcalino (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012). Dessa forma, o controle exercido pelo pH sobre a produção de N_2O nos solos, é refletido através do efeito do pH sobre a comunidade microbiana, podendo regular a abundância e diversidade dos microrganismos (ENWALL et al., 2005). Ainda em relação ao pH, a acidificação provocada pelo uso excessivo de fertilizantes nitrogenados amoniacais pode aumentar consideravelmente as emissões de N_2O , enquanto que o ajuste do pH pela calagem reduziria essas emissões (THOMSON et al., 2012).

Entretanto, nos solos do Cerrado, que são naturalmente ácidos, ocorrem baixos fluxos de emissão. Segundo Martins et al. (2015), a acidez natural dos solos desse bioma pode ser um fator atenuante natural de N_2O por não receber calcário com frequência e ter baixa capacidade tampão.

c. Disponibilidade de N e adubação nitrogenada

A disponibilidade de N, tanto nas formas orgânicas quanto minerais, é um fator chave na emissão de N_2O . Sua disponibilidade no solo está relacionada com a decomposição de resíduos vegetais e pela aplicação de fertilizantes minerais. As formas minerais como o NO_3^- e o NH_4^+ são fontes facilmente assimiladas pelas plantas e microrganismos, e portanto, tem relação direta com os fluxos de N_2O pelo solo (BUTTERBACH-BALL et al., 2013). Diversos estudos conduzidos no Brasil demonstram o incremento dos fluxos de N_2O pelo efeito de fertilizantes (CARVALHO et al., 2006; ZANATTA et al., 2010; SIGNOR et al., 2013; PIVA et al., 2014; MARTINS et al., 2015).

Segundo a ampla revisão realizada por Bouwman (1996) sobre fertilizantes nitrogenados, foi observado uma relação linear e positiva entre a quantidade de N aplicado e as emissões de N_2O do solo, definindo que a cada 100 kg de N aplicado ao solo 1,25 kg de N era emitido para atmosfera como N_2O , sendo portanto, esse fator (1,25%) adotado pelo IPCC. Entretanto, não se considerou o tipo de cultura e a forma química do adubo para esse fator de emissão. Vários estudos demonstram que esse fator pode variar com o tipo de solo, a forma de manejo do solo e das culturas (SNYDER et al., 2007), como também as fontes de N utilizados, demonstrando a importância de ainda se avaliar o fator de emissão de N pelos fertilizantes.

Uma vez que as emissões por nitrificação e desnitrificação dependem do teor de N no solo, o fator das emissões está relacionada com a fonte de adubação nitrogenada aplicada no solo (ZANATTA et al., 2010; SIGNOR et al., 2013). O uso de fertilizantes nitrogenados influencia diretamente na proporção de $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$ disponíveis no solo. Quanto maior for a quantidade de N- NH_4^+ no adubo, maior será o processo de nitrificação. Dessa forma, a perda de N_2O pode aumentar, pois o NO_2^- formado durante o processo de nitrificação pode ser usado como receptor de elétrons se o oxigênio for limitado. Emissões de N_2O também serão maiores quando a concentração de NO_3^- for alta (ZANATTA et al., 2010).

A fonte de N mineral (uréia, amônio ou nitrato) altera as emissões de N_2O , assim como a sua forma de aplicação. Fertilizantes amoniacais apresentam emissões de N_2O mais lentas do que as emissões com fertilizantes nítricos. Dobbie e Smith (2003) compararam diferentes fontes de N aplicados ao solo, e constataram que maiores emissões de N_2O ocorrem em aplicações com nitrato de amônio, em relação à uréia, principalmente em condições de solo úmido. Isso ocorre porque as fontes nítricas podem ser desnitrificadas imediatamente, enquanto as fontes de amônio têm que ser nitrificadas antes da desnitrificação (SIGNOR; CERRI, 2013). Nesse sentido, fertilizantes amoniacais podem ser uma alternativa para reduzir as emissões de N_2O em condições de solo úmido.

Outro aspecto também estudado sobre fertilizantes nitrogenados e emissão de GEE é a forma de aplicação do adubo, como a dosagem única ou com cobertura parcelada, a profundidade de aplicação, e se é feita a lanço ou na linha. Segundo Tan et al. (2009), a adubação em uma única dose na semeadura seguida de chuva aumenta as emissões de N_2O . Com isso, os autores demonstram que o parcelamento de doses aumenta a eficiência e reduzem as perdas por lixiviação e desnitrificação, implicando em benefícios para a redução de emissões de GEE.

A profundidade de aplicação do fertilizante também é um aspecto importante para ser avaliado nas emissões de óxido nitroso. Van Kessel et al. (2013) mostraram que a aplicação de fertilizante nitrogenado abaixo de 5,0 cm de profundidade pode diminuir as emissões, principalmente em solos úmidos. Ainda demonstraram que quando a adubação ocorre a 10,0 cm de profundidade, o tempo de residência do N_2O no solo é aumentado, podendo ser reduzido a N_2 ainda no solo, e evitando sua difusão no solo e emissão para a atmosfera.

Existem fertilizantes de liberação lenta que podem ser utilizados para minimizar as perdas de N e reduzir as emissões de N_2O , entretanto, eles são mais caros que os

fertilizantes convencionais e não têm sido ainda amplamente utilizados (CAMERON et al., 2013).

Dessa forma, em virtude da grande contribuição de emissão de N₂O pelos fertilizantes nitrogenados, o IPCC (2006) sugeriu uma metodologia para estimar a emissão de N₂O em solos de acordo com a adubação mineral ou orgânica de N, e também com a mineralização do N em resíduos de culturas adicionados ao solo. Na ausência de dados locais específicos, é considerado que 1% do N é convertido em N₂O, com intervalo de incerteza de 0,3% a 3%. Esse fator é considerado simples e não reflete as variações no uso do solo, clima e ecossistemas, assim como também não considera o tipo de solo e nem em qual cultura cultivada (RESS; BALL, 2010; SIGNOR; CERRI, 2013). Assim, se torna imprescindível a realização de novos estudos que avaliem o balanço do nitrogênio nos diferentes tipos de sistemas de produção, para melhor estimar a emissão de N₂O em relação aos sistemas aplicados no Cerrado brasileiro.

d. Disponibilidade de carbono orgânico e qualidade de resíduos

A disponibilidade do carbono orgânico influencia a emissão de N₂O, pois pode estimular o crescimento e a atividade microbiana, e também fornecer o carbono necessário para as bactérias desnitrificantes do solo (PASSIANOTO et al., 2003; CAMERON et al., 2013). Adicionalmente, o crescimento da população microbiana do solo aumenta o consumo de O₂ e gera condições anaeróbias necessárias para a desnitrificação (CARMO et al., 2005; SIGNOR; CERRI, 2013). Sistemas onde há o aumento da biomassa vegetal e com disponibilidade de carbono em substratos, favorecem o crescimento do grupo de bactérias desnitrificantes, aumentando, portanto, o fluxo de N₂O (BATHACHARYYA et al., 2013).

Estudos de longa duração no sul do Brasil demonstraram que nos primeiros dias após o manejo das plantas de cobertura ou culturas comerciais, ocorrem altos índices de emissão de N₂O, o que decorre da disponibilidade do C e N lábeis durante a decomposição de resíduos vegetais, sendo pouco expressivos durante o período de produção (GOMES et al., 2009; ESCOBAR et al., 2010).

Para avaliar a disponibilidade do carbono, também é determinada a relação C/N dos materiais vegetais que serão incorporados ao solo. No ciclo do nitrogênio, as transformações de N em solos incluem dois importantes processos biológicos: imobilização (assimilação), que é a absorção de nitrogênio por microrganismos e sua conversão em nitrogênio orgânico; e mineralização (amonificação), que é a conversão do

N orgânico em NH_4^+ . O equilíbrio entre a mineralização e a imobilização depende da relação C/N e dos resíduos culturais que foram incorporados ao solo. Solos e resíduos com uma relação C/N maior que 30, apresentará dominância à imobilização, enquanto os valores de C/N menores que 20 indicam mineralização. Quando ocorre a mineralização, o N disponível poderá ser absorvido pelas plantas ou utilizado em processos microbianos.

Isso mostra que a qualidade dos resíduos pode influenciar no fluxo de N_2O . Por exemplo, a presença de palhada com uma relação C/N elevada sobre a superfície do solo pode aumentar a imobilização do nitrogênio mineral, e assim, diminuir as reações de desnitrificação e emissões de N_2O (BAGGS et al., 2000). Escobar et al. (2010) relataram que a emissão em sistema de rotação de culturas após o milho foi baixa, pois a relação C/N era elevada, enquanto que após a colheita de soja essas emissões foram maiores (menor relação C/N). Solos sob uso agrícola tem influência na dinâmica de N pela incorporação dos resíduos vegetais, especialmente pelas leguminosas que são importantes fontes de N para as culturas subsequentes (BAYER et al., 2015; LI et al., 2015). Cruvinel et al. (2011) mostraram que há maior disponibilidade de nitrato e fluxos de N_2O durante a senescência de feijão e soja, e fase de pós-colheita de algodão, o que pode estar relacionado com a mortalidade da raiz e liberação de N a partir das raízes e nódulos.

A qualidade dos resíduos vegetais conjuntamente com o EPSA entre 60-90% tem efeito no aumento de fluxos de N_2O (CHEN et al., 2013). Os fluxos de N_2O aumentam com o aporte de resíduos vegetais pelo incremento de C e N e pela baixa relação C/N desses materiais (GUO et al., 2009).

e. Efeitos do preparo e uso do solo

Os efeitos do preparo do solo sobre as emissões de N_2O estão relacionadas com a influência na agregação do solo, na atividade microbiana, na taxa de decomposição de resíduos vegetais e de mineralização do N orgânico do solo, bem como na temperatura e umidade.

O preparo convencional do solo (PC) era a prática mais utilizada na agricultura, mas os sistemas conservacionistas como o plantio direto (PD) ou o preparo mínimo apresentaram-se com boa rentabilidade, além das vantagens ambientais, e são cada vez mais utilizadas em substituição ao PC (USSIRI; LAL, 2013).

Estudos sobre os efeitos do preparo do solo ainda tem apresentado resultados muito variáveis. Diversos estudos indicam maiores emissões de N_2O em solos sob PD do que em PC (ROCHETTE, 2008; ESCOBAR et al., 2010; SIQUEIRA NETO et al., 2011;

METAY et al., 2011; BAYER et al., 2015), devido às condições de adensamento ou compactação do solo não revolvido, o que teria reflexo na difusão de O₂, gerando condições favoráveis de anaerobiose, podendo aumentar as emissões de N₂O. Escobar et al. (2010) avaliaram as emissões de N₂O em sistemas de PD e PC, e observaram que as emissões após a colheita eram três vezes maiores em PD do que em PC, o que é explicado pela maior população de microrganismos desnitrificantes, maior densidade do solo e maior teor de água em solos sob PD. Resultados semelhantes também foram observados por Alves et al. (2010) e Carvalho et al. (2016).

Por outro lado, em estudos realizados por Six et al. (2004), os autores verificaram que em solos sob PD por longos períodos (mais de 10 anos de implantação de experimento), apresentavam menores fluxos de N₂O no solo em relação aos sistemas com PC, o que foi relacionado às melhorias das propriedades físicas do solo (agregação), que favoreceram a drenagem e a aeração do solo, reduzindo as emissões de N₂O. Além disso, o revolvimento no PC promove o aumento das emissões de N₂O porque a aração acelera a decomposição dos resíduos culturais, permitindo aos microrganismos acesso aos nutrientes e podendo induzir pulsos de emissões de N₂O (USSIRI; LAL, 2013).

No entanto, outros estudos comparando sistemas PC e PD realizados no Cerrado (CARVALHO et al., 2006; METAY et al., 2007; CARVALHO et al., 2016) e no sul do Brasil (JANTALIA et al., 2008), não apontam diferenças nas emissões de N₂O entre os diferentes preparos do solo em sistemas sob lavoura contínua.

Outro fator importante é o tipo de cobertura do solo promovido pelo PD. A manutenção da palhada ou das plantas de cobertura sobre a superfície do solo também influencia nas emissões de N₂O. Zschornack et al. (2011) verificaram que a incorporação das plantas de cobertura proporcionou maiores emissões de N₂O comparado ao manejo sem incorporação. E ainda observaram que quando os resíduos vegetais são incorporados, as emissões em solos com leguminosas são maiores do que em solos com gramíneas incorporadas. A influência da incorporação de leguminosas no aumento de fluxos de N₂O também podem ser verificados nos estudos de Carvalho et al. (2016) e Sato et al. (2017).

Apesar dos solos cultivados com leguminosas possuírem potencial de maiores fluxos de N₂O no solo do que os cultivados por gramíneas, sabe-se que em rotação de culturas as leguminosas apresentarão maior taxa de acúmulo de carbono no solo, o que é importante na mitigação de emissões de GEE (BAYER et al., 2011).

No geral, estudos apontam a tendência em redução de emissões de N₂O em sistemas conservacionistas em relação aos sistemas de monocultura intensiva

(ABDALLA et al., 2014; CARVALHO et al., 2014). Sabe-se que em sistemas de ILP a principal fonte de N₂O na fase pastagem é a urina (OENEMA et al., 2005; LESSA et al., 2014), sendo que o esterco também contribui com as emissões em menor intensidade (BAYER et al., 2011). Em ampla revisão realizada por Oenema et al. (2005) foi observado que os valores de N nas excretas variaram de 1 a 80 g por kg de N. Lessa et al. (2014) avaliaram a aplicação de urina e fezes bovinas em um Latossolo Vermelho em área de pastagem no bioma Cerrado. Esses autores observaram que a adição de urina provocou aumentos de fluxos de N₂O, atingindo picos de 316 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹.

O pisoteio animal também é um fator que influencia na emissão de GEE. Piva et al. (2014) avaliaram a emissão do solo em sistema ILP comparado com área sob lavoura contínua em um Latossolo Bruno no Paraná – Brasil. A maior emissão de GEE foi verificada no ILP, sendo cinco vezes maiores que na lavoura contínua. Os autores atribuíram os altos fluxos de N₂O à compactação do solo provocada pelo pisoteio animal e também pela emissão derivada das excretas.

Em estudo realizado no Cerrado, Carvalho et al. (2014) avaliaram a emissão de N₂O em áreas nativas, pastagem com *Brachiaria decumbens*, áreas de lavoura com sucessão e áreas de rotação lavoura-pastagem. Os resultados demonstraram que a conversão das matas nativas em áreas de pastagem e de lavoura, provocaram redução do estoque de carbono e aumentaram as emissões de N₂O pelo solo. Entretanto, em sistema de rotação lavoura-pastagem, apesar do aumento da emissão de N₂O quando comparado ao Cerrado nativo, ocorreu um incremento de estoque de carbono, o que permitiu um balanço negativo de emissões de GEE (CARVALHO et al., 2014).

3.5. MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO

3.5.1. Matéria Orgânica e sua Compartimentalização no Solo

A matéria orgânica do solo (MOS) é um importante componente na caracterização dos sistemas agrícolas e seu manejo pode ser eficiente na mitigação de gases de efeito estufa (LAL, 2004). De maneira geral, o teor de MOS resulta do equilíbrio entre a adição e a decomposição do material orgânico, com forte influência dos componentes bióticos do sistema. As taxas de adição e decomposição variam de acordo com a substituição da vegetação nativa por cultivos agrícolas, aliada ao manejo do solo, que afeta a atividade

microbiana. O uso do solo pode, portanto, interferir nos teores de MOS (LAL, 2004; PULRONIK et al., 2009).

O aumento do aporte de carbono via resíduos vegetais nos sistemas conservacionistas, resultante da redução de perdas e da taxa de ciclagem do carbono no sistema solo-planta-atmosfera, intensificam os mecanismos de estabilização do carbono adicionado ao solo (STEWART et al., 2007). Entretanto, o processo de formação da MOS é complexo devido a diversidade dos compostos orgânicos da sua constituição, e para facilitar a compreensão desses compostos, a MOS é estudada por meio de suas frações e compartimentos (WANDER, 2004).

Diversos modelos conceituais foram desenvolvidos para dividir a matéria orgânica do solo em diferentes compartimentos. Segundo o modelo conceitual proposto por Duxbury et al. (1989), consideram-se as partes da matéria orgânica do solo como reservatórios não protegidos (lábil e bio) e os protegidos (física e quimicamente). O reservatório bio é conhecido também como ativo, e compreende a fauna e flora microbiana do solo, enquanto que o reservatório lábil é aquele que compreende a parte da matéria orgânica que é facilmente disponível para a microbiota do solo. Já os reservatórios protegidos são aqueles que possuem mecanismos de proteção químicas ou físicas, tornando-os de menor labilidade e disponibilidade para a microbiota do solo.

Outro modelo proposto foi o de Dieckow (2003), que resumiu os diferentes tipos de frações em três grupos: frações com base na localização da matéria orgânica (matéria orgânica particulada, matéria orgânica associada aos minerais, matéria orgânica dissolvida, matéria orgânica inerte e biomassa); frações com base na composição química da matéria orgânica (biomoléculas com estrutura molecular definida e substâncias húmicas); e frações com base no grau de estabilidade da matéria orgânica (compartimento estrutural, metabólico, ativo, lento e passivo). Ainda seguindo o modelo com base na localização química, pode-se dividir em duas frações: a lábil e a estabilizada. A fração lábil é mais propensa à utilização da comunidade microbiana, enquanto que a estabilizada, por estar associada aos minerais, por apresentar maior recalcitrância molecular e atuar na proteção coloidal, irá impedir que o ataque microbiano ocorra com maior intensidade.

As frações estabilizadas são divididas em três tipos de proteção: fisicamente estabilizada, ou protegida por resíduos de decomposição pela microagregação (1); quimicamente estabilizada, intimamente ligada às partículas de silte e argila (2); e a bioquimicamente estabilizada através da formação de compostos recalcitrantes de matéria orgânica do solo (3) (SIX et al., 2002). A proteção física da matéria orgânica é exercida

pelos macro e/ou microagregados do solo, e está relacionada com a biomassa microbiana e a produção de substratos. A proteção química da matéria orgânica do solo é estabelecida pelos minerais do solo contidos nas frações argila e silte. A proteção bioquímica ocorre devido a composição química mais complexa dos materiais orgânicos. Segundo Six et al. (2002), essa composição química complexa pode ser uma propriedade inerente do material da planta (qualidade do resíduo vegetal) ou ocorre pela complexação e condensação dos resíduos da decomposição, tornando-se mais resistentes.

Em termos teóricos, todas as frações anteriormente apresentadas foram arbitrariamente estabelecidas com base em um critério, entretanto, obter tais frações em termos práticos, com base em métodos de fracionamento, é um outro processo, onde nem sempre é possível se extrair a fração estabelecida com base nos critérios teóricos (DIECKOW, 2003), o que torna os estudos de fracionamento da matéria orgânica necessários para comparar os teores de carbono obtidas por diferentes técnicas de fracionamento, bem como as frações humificadas.

3.5.2. Fracionamento da Matéria Orgânica do Solo

A MOS pode ser estudada através de diferentes tipos de fracionamento, podendo estes serem classificados como químicos ou físicos.

O fracionamento físico-granulométrico, proposto por Cambardella e Elliot (1992), é um método simples que combina a dispersão química com a separação com base no diâmetro de partículas. Através desta análise é possível quantificar os teores de carbono orgânico com tamanho da fração areia (diâmetro $\geq 53\mu\text{m}$) (carbono orgânico particulado – COP) e aquele associado as frações silte e argila (diâmetro $<53\mu\text{m}$) (carbono orgânico associado aos minerais – COAM). O COP apresenta alta sensibilidade ao manejo do solo, podendo ser mais sensível que o carbono orgânico total (BATISTA et al., 2013). Dessa forma, a análise dessa fração possibilita que modificações nos sistemas de manejo sejam prontamente adotadas antes que a qualidade do solo sofra impactos. Já o COAM apresenta uma ciclagem mais lenta referente à sua formação e decomposição. É uma fração mais estável e não apresenta sensibilidade imediata ao manejo, constituindo um estoque de carbono de médio a longo prazo (SALTON et al., 2005).

Ainda relacionando a sensibilidade aos manejos do solo, existem frações com maior labilidade que caracterizam também a MOS e a qualidade do carbono do solo, como o carbono orgânico dissolvido, o carbono da biomassa microbiana e o carbono obtido pela

oxidação com permanganato de potássio (conhecido também como C lábil). Essas frações apresentam sensibilidade aos tipos de manejo do solo (CULMAN et al., 2012). Nos estudos de Plaza-Bonilla et al. (2014), os autores observaram que o COP expressa bem as mudanças nas práticas de manejo do solo (revolvimento), enquanto que o C lábil apresentou maior sensibilidade apenas na superfície do solo, não sendo aplicado para maiores profundidades. Ainda nesse estudo, é demonstrado que as frações de COAM apresentam menor sensibilidade ao manejo, e por isso estão relacionadas com a proteção a longo prazo de carbono no solo, constituindo um estoque de C e caracterizando a estabilidade da MOS.

O fracionamento químico permite caracterizar as frações relacionadas a estabilidade e reatividade da MOS, representadas pelas substâncias húmicas (SH) (DICK et al., 2009), que envolve a quantificação de humina, ácidos fúlvicos e ácidos húmicos. As frações húmicas têm sido utilizadas como indicadores de qualidade do solo em razão da forte interação das SH com o material mineral e o manejo do solo (FONTANA et al., 2006). Dentre as frações húmicas, o ácido fúlvico (AF) é considerado como móvel por apresentar menor peso molecular e maior polaridade, apresentando, portanto, maior solubilidade, enquanto o ácido húmico (AH) participa da maior parte das reações que ocorrem no solo, favorecendo a agregação e estabilidade dos agregados pela formação de complexos organo-minerais (CANELLAS et al., 2000). Segundo Kononova (1982), a relação entre AH/AF é utilizado como parâmetro de estabilidade da MOS, onde valores superiores a 1 representam solos férteis e de ambientes temperados e MOS estabilizada. Valores abaixo de 1 representam solos de baixa fertilidade natural, são altamente intemperizados e de ambientes tropicais. Já a fração humina (HU) é um composto quimicamente mais recalcitrante pela composição de maior quantidade de lignina, o que caracteriza maior insolubilidade e resistência à biodegradação favorecendo a formação de complexos argilo-húmicos estáveis (FONTANA et al., 2011).

3.5.3. Frações Orgânicas do Carbono do Solo e Emissão de Óxido Nitroso

O acúmulo de diferentes frações do carbono orgânico é influenciado pelas condições climáticas e pelo preparo e manejo do solo (BAYER et al., 2011). Práticas de conservação que não implicam na alteração ou revolvimento do solo, e associadas a integração de cultivos, ajudam a manter e favorecem a formação de MOS, em contraste

com o cultivo intensivo, reduzindo a emissão de GEE (LAL, 2004, SIX et al., 2004; BATTLE-BAYER et al., 2010; BULLER et al., 2015).

Segundo Bayer et al. (2011), a capacidade de proteger e estabilizar o carbono no solo depende das práticas de manejo adotadas e de características intrínsecas do solo. Nos Latossolos, a estabilização química é destacada pela forte interação organomineral (SIX et al., 2004). Já a proteção física (formação de agregados) é considerada como um mecanismo de estabilização que predomina em sistemas conservacionistas em solos temperados, e na maioria dos solos tropicais (SIX et al., 2004; DIECKOW et al., 2005; CONCEIÇÃO et al., 2008). O acúmulo de C em suas formas mais estáveis está associado ao maior grau de estabilização da MOS (SIX et al., 2002; PLAZA et al., 2013; PLAZA-BONILLA et al., 2014), pois quanto mais protegida, menos a MOS será exposta à mineralização, tornando-se de difícil acesso aos microrganismos decompositores, e conseqüentemente, à perdas da MOS para a atmosfera na formas de gases, principalmente CO₂ e N₂O (LAL, 2004; COUTINHO et al., 2010; JAHANGIR et al., 2014).

A agregação do solo e sua dinâmica é fundamental para a estabilização da MOS (PLAZA et al., 2013). De acordo com a descrição de formação de agregado proposta por Golchin et al. (1994), o material vegetal fresco incorporado ao solo é colonizado por microrganismos e incrustado por partículas primárias por meio da ação de ligação de agentes microbianos (por exemplo, mucilagem e polissacáridos), formando, assim, macroagregados. Com o tempo, o material vegetal fresco dentro de macroagregados é decomposto seletivamente deixando materiais estruturais vegetais recalcitrantes, que são revestidas com metabólitos microbianos e partículas minerais para formar microagregados estáveis. O processo de formação de macroagregados é dependente do contínuo aporte de carbono ao solo, e portanto, é regulado pelo sistema de cultura adotado (BAYER et al., 2011). Sistemas de manejo que favoreçam o intenso aporte de carbono, portanto, favorecerão a formação de agregados, e conseqüentemente, maiores estoques de carbono no solo, e maior estabilidade da MOS presente. O carbono aportado em sistemas de PD fica mais protegido que os aportados em PC, isso porque no PD os macroagregados tem maior tempo de permanência do que nos sistemas PC, além da rotação de culturas favorecer maior aporte de carbono nos intra-agregados (ZOTARELLI et al., 2007). Dessa forma, a formação de macroagregados constitui-se um importante processo-chave para o sequestro de C e redução da emissão de GEE (CHUNG et al., 2008).

Considerando que 98% do N total do solo está sob forma orgânica (STEVENSON, 1994), e a disponibilidade e dinâmica de N são influenciadas pela razão C/N do solo (KONG et al., 2009), as frações de C podem influenciar na emissão de N₂O. Segundo Miller et al. (2008), a disponibilidade de C no solo, quando proveniente de fontes menos complexas como a glicose, favorecerão a produção de N₂O. Além disso, os sistemas agrícolas que apresentam fontes de C mais complexas, provenientes de resíduos vegetais com maior relação C/N, afetam as taxas de nitrificação e desnitrificação, influenciando na produção de N₂O pelo solo (DENDOOVEN et al., 1996; MILLER et al., 2008).

Em áreas nativas do Cerrado brasileiro, diversos estudos já demonstraram que a emissão de N₂O é menor quando comparado aos sistemas agrícolas, mesmo que o solo seja mais rico em carbono orgânico (CRUVINEL et al., 2011; CARVALHO et al., 2013; MARTINS et al., 2015; SANTOS et al., 2016). Segundo Martins et al. (2015), os solos do Cerrado apresentam características como a acidez e alta drenabilidade, que o tornam um bioma que naturalmente mitiga a emissão de N₂O. Entretanto, as relações com as frações de carbono estáveis podem também ser uma das explicações para esses valores baixos de emissão no Cerrado.

Em um estudo na Califórnia, Kong et al. (2009) concluíram que o cultivo convencional apresenta maior conversão de N e maior incorporação do fertilizante na fração silte e argila menos estável, o que proporciona maiores fluxos de N₂O. No Brasil são poucos os trabalhos que correlacionam o fluxo de N₂O com as diferentes frações da MOS em sistemas agrícolas. A maior ênfase nos estudos foi dada em relação aos estoques de C e N (COUTINHO et al., 2010; BAYER et al., 2015; BAYER et al., 2016), frações lábeis como o carbono da biomassa microbiana (CARVALHO et al. 2017) e carbono lábil (CARMO et al., 2005). Sabe-se ainda que em experimentos de longa duração, a avaliação da MOS considerando apenas os teores totais de carbono não expressam as mudanças decorrentes dos sistemas de manejo (FIGUEIREDO et al., 2013), e, portanto, é de grande interesse a exploração das frações da MOS nos diferentes agroecossistemas avaliados e suas relações com a emissão de N₂O.

4. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, M.; HASTINGS, A.; HELMYC, M.; PRESCHER, A.; OSBORNE, B.; LANIGANE, G.; FORRISTAL, D.; KILLI, D.; MARATHA, P.; WILLIAMS, M.;

RUEANGRITSARAKUL, K.; SMITH, P.; NOLAN, P.; JONES, M. B. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. **Geoderma**, v. 223-225, p. 9-20, 2014.

AKIYAMA, H.; TSURUTA, H. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, n. 2, p. 423-431, 2003.

ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O. A.; FRANCHINI, J. C.; SANTOS, H. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Emissões de óxido nitroso de solos pelo uso de fertilizantes nitrogenados em áreas agrícolas. **Comunicado técnico**, 126, Seropédica: Embrapa Agrobiologia, 2010. 6 p.

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

BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: A review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 137, p. 47–58, 2010.

BATISTA, I.; PEREIRA, M. G.; CORREIA, M. E. F.; BIELUCZYK, W.; SCHIAVO, J. A.; ROWS, J. R. C. Teores e estoque de carbono em frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica do solo sob integração lavoura-pecuária no bioma Cerrado. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 34, n. 6-1, p. 3377-3388, 2013.

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. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, p. 677–683, 2004.

BAYER, C.; AMADO, T. J. C.; TORNQUIST, C. G.; CERRI, C. E. C.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; NICOLOS, R. S. Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. **Tópicos de Ciência do Solo**, v. 7, p. 55-118, 2011.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; DIECKOW, J. Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil & Tillage Research**, v.161, p. 86–94, 2016.

BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.; PEDROSO, G. M.; ROSA, C. M.; CAMARGO, E. S.; BOENI, M.; MARCOLIN, E.; REIS, C. E. S.; SANTOS, D. C. A seven-year study on the effects of fall soil tillage on yield-scaled greenhouse gas emission from flood irrigated rice in a humid subtropical climate. **Soil & Tillage Research**, v. 145, p. 118-125, 2015.

BHATTACHARYYA, P.; NAYAK, A. K.; MOHANTY, S.; TRIPATHI, R.; SHAHID, M.; KUMAR, A.; RAJA, R.; PANDA, B. B.; ROY, K. S.; NEOGI, S.; DASH, P. K.; SHUKLA, A. K.; RAO, K. S. Greenhouse gas emission in relation to labile soil C, N pools and functional microbial diversity as influenced by 39 years long-term fertilizer management in tropical rice. **Soil & Tillage Research**, v. 129, p. 93–105, 2013.

BOCK, E.; WAGER, M. **Oxidation of inorganic nitrogen compounds as an energy source**. In: DWORKIN, M.; FALKOW, S.; ROSEMBERG, E.; SCHLEIFER K-H.; STACKEBRAMDT, E. (Eds.) *Prokaryotes*, Vol 2, Springer, NY, 2006, p. 457-495.

BONAUDO, T.; BENDAHAN, A. B.; SABATIER, R.; RYSCHAWY, J.; BELLON, S.; LEGGER, F.; MAGDA, D.; TICHIT, M. Agroecological principles for the redesign of integrated crop–livestock system. **European Journal Agronomy**, v. 57, p. 43–51, 2014.

BORTOLI, M. R.; KUNZ, A.; SOARES, H. M.; BELLI FILHO, P.; COSTA, R. H. R. Emissão de óxido nitroso nos processos de remoção biológica de nitrogênio de efluentes. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n.1, p.1-6, 2012.

BOUWMAN, A. F. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, 46:53-70, 1996.

BRAKER, G.; SCHWARZ, J.; CONRAD, R. Influence of temperature on the composition and activity of denitrifying soil communities. **Fems Microbiology Ecology**, v. 73, p. 134-148, 2010.

BRASIL - Federative Republic of Brazil — **Intended Nationally Determined Contribution Towards Achieving the Objective of the United Nations Framework**

Convention on Climate Change. Brasilia Ministry of Foreign Affairs. 2015. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRAZIL-iNDC-english.pdf.> Acesso em: 26 ago 2016.

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

BULLER, L. S.; BERGIER, I.; ORTEGA, E.; MORAES, A.; SILVA, G. B.; ZANETTI, M. R. Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop–livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. **Agricultural Systems**, v. 137, 206–219, 2015.

BUSTAMANTE, M. M. C.; NARDOTO, G. B.; PINTO, A. S.; RESENDE, J. C. F.; TAKAHASHI, F. S. C.; VIEIRA, L. C. G. Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado Ecosystems. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, p. 655-671, 2012.

BUTTERBACH-BALL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIEE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 368, 20130122, 2013.

CAMBARDELLA, C. A.; ELLIOTT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 777-783, 1992.

CANELLAS, L. P.; BERNER, P. G.; SILVA, S. G. da; SILVA, M. B.; SANTOS, G. A. Frações da matéria orgânica em seis solos de uma topossequência no Estado do Rio de Janeiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 35, p. 133-143, 2000.

CAMERON, K. C.; DI, H.J.; MOIR, J.L. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review. **Annals of Applied Biology**, v. 162, n. 2, p. 145-173, 2013

CARDOSO, A. N.; SAMINEZ, T. C.; VARGAS, M. A. Fluxo de gases-traço de efeito estufa na interface solo/atmosfera em solos de cerrado. Planaltina: DF, 2001. 23 p. Embrapa Cerrados. (**Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, 17).

CARMO, J. B.; ANDRADE, C.A.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C. Nitrogen availability and N₂O fluxes from pasture soil after herbicide application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, n. 5, p. 735-746, 2005.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; 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, p. 1213-1222, 2016.

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

CARVALHO, A.M.; COSER, T. R.; DANTAS, R. A.; 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**, v. 50, p. 551-561, 2015.

CARVALHO, A. M.; OLIVEIRA, W. R. D.; RAMOS, M. L. G.; COSER, T. R.; OLIVEIRA, A. D.; PULRONIK, K.; SOUZA, K. W.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L. Soil N₂O fluxes in integrated production systems, continuous pasture and Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, p. 01-15, 2017.

CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; PICOLLO, M. C.; GODINHO, V. P.; CERRI, C.C. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil & Tillage Research**, n. 103, p. 342-349, 2009.

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

CARVALHO, M. T. M.; MADARI, B. E.; LEAL, G. O.; COSTA, A. R.; MACHADO, P. L. O. A.; SILVEIRA, P. M.; MOREIRA, J. A.; HEINEMANN, A. B. Nitrogen fluxes from irrigated common-bean as affected by mulching and mineral fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 478-486, 2013.

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

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1–17, 2007.

CHEN, H.; LI, G.; HU, F.; SHI, W. Soil nitrous oxide emissions following crop residue addition: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 19, p. 2956–2964, 2013.

CHUNG, H.; GROVE, J.H.; SIX, J. Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, p. 1132-1139, 2008.

CONCEIÇÃO, P. C.; BOENI, M.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio em estudos de proteção física da matéria orgânica do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 541-549, 2008.

CORDEIRO, L. A. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; KLUTHCOUSKI, J.; MARTHA JUNIOR, G. B. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v.32, 15-43, 2015.

COSTA, F. S.; ZANATTA, J. A.; BAYER, C. Emissões de gases de efeito estufa em agroecossistemas e potencial de mitigação. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Org.). **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Porto Alegre: Metrópole, 2008. p. 545-559.

COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; TORRES, A. Q. A.; JANTALIA, C. P. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, p. 195-203, 2010.

CRUVINEL, E. B. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOSOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the Savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 29-40, 2011.

CULMAN, S. W.; SNAPP, S. S.; FREEMAN, M. A.; SCHIPANSKI, M. E.; BENISTON, J.; LAL, R.; DRINKWATER, L. E.; FRANZLUEBBERS, A.; GLOVER, J. D.; GRANDY, A. S.; LEE, J.; SIX, J.; MAUL, J. E.; MIRSKY, S. B.; SPARGO, J. T.; WANDER, M. M. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, p. 494–504, 2012.

DAVIDSON, E.; KELLER, M.; ERICKSON, H.; VERCHOT, L.; VELDKAMP, E. Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. **Bioscience**, v. 50, p. 667-680, 2000.

DENDOOVEN, L.; SPLATT, P.; ANDERSON, J. M. Denitrification in permanent pasture soil as affected by different forms of C substrate. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 28, p. 141–149, 1996.

DENMEAD, O. T.; MACDONALD, B. C. T.; BRYANT, G.; NAYLOR, T.; WILSON, S.; GRIFFITH, D. W. T.; WANG, W. J.; WHITE, I.; MOODY, P. W. Emissions of methane and nitrous oxide from Australian sugarcane soils. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, n. 6, p. 748-756, 2010.

DICK, J., SKIBA, U., WILSON, J. The effect of rainfall on NO and N₂O emissions from Ugandan agroforest soils. **Phyton: Annales Rei Botanicae**. v. 41, p. 73-80, 2001

DICK, D. P.; NOVOTNY, E. H.; DIECKOW, J.; BAYER, C. Química da matéria orgânica do solo. In: MELO, V. F.; ALLEONI, L. R. F. (Eds.). **Química e mineralogia do solo**. 1. ed. Viçosa: SBCS, 2009. p. 1-6.

DIECKOW, J. **Estoque e qualidade da matéria orgânica do solo em função de sistemas de cultura e adubação nitrogenada no sistema plantio direto**. 2003. 154 p. (Tese Doutorado), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KOGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping systems and N fertilization. **Plant Soil**, v. 268, p. 319-328, 2005.

DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from intensive grassland **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 67, p. 37-46, 2003.

DUXBURY, J. M.; SMITH, M. S.; DORAN, J. W. Soil organic matter as a source and sink of plant nutrients. In: COLEMAN, D. C.; OADES, J. M.; UEHARA, G. (Ed.). **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii Press, 1989. p. 33-69.

ENWALL, K.; PHILIPPOT, L.; HALLIN, S. Activity and composition of the denitrifying bacterial community respond differently to long-term fertilization. **Applied and Environmental Microbiology**, v.71, p. 8335-8343, 2005.

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**, v. 34, p. 507-516, 2010.

FERREIRA, E. P. de B.; WENDLAND, A.; DIDONET, A.D. Microbial biomass and enzyme activity of a Cerrado Oxisol under agroecological production system. **Bragantia**, v.70, p.899-907, 2011.

FERREIRA, E. A. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; RESCK, D. V. S.; FIGUEIREDO, C. C.; PINTO, A. S.; MALAQUIAS, J. V. Carbon stocks in compartments of soil organic matter 31 years after substitution of native cerrado vegetation by agroecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. 1-15, 2016.

FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; CARNEIRO, M. A. C.; RAMOS, M. L. G.; SÁ, J. C. M. Stratification ratio of organic matter pools influenced by management systems in a weathered Oxisol from a tropical agro-ecoregion in Brazil. **Soil Research**, n. 51, v. 2, p. 133-141, 2013.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M. O.; SCHIMMEL, D. S. (eds.), **Exchange of Trace Gases Between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere**, New York, John Wiley and Sons, p. 7–21, 1989.

FONTANA, A.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; CUNHA, T. J. F.; SALTON, J. C. Atributos de fertilidade e frações húmicas de um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 847-853, 2006.

FONTANA, A.; SILVA, C. F. S.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; BRITO, J. R.; BENITES, V. M. Avaliação dos compartimentos da matéria orgânica em área da mata atlântica. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, p. 545-550, 2011.

GOMES, J.; BAYER, C.; COSTA, F. S.; PICCOLO, M. C.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions in long-term cover crops-based rotations under subtropical climate. **Soil & Tillage Research**, v. 106, n. 1, p. 36-44, 2009.

GOLCHIN, A.; OADES, J. M.; SKJEMSTAD, J. O.; CLARKE, P. Soil structure and carbon cycling. **Australian Journal of Soil Research**, v. 32, p. 1043-1068, 1994.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. O.; SILVA, T. L.; DIAS, N. S.; MATIAS, M. I. S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil & Tillage Research**, v. 126, p. 177-182, 2013.

GUO, Z. L.; CAI, C. F.; LI, Z. X.; WANG, T. W.; ZHENG, M. J. Crop residue effect on crop performance, soil N₂O and CO₂ emissions in alley cropping systems in subtropical. **Agroforest Systems**, v. 76, p. 67-80, 2009.

HARTMANN, D. L.; TANK, A. M. G. K.; RUSTICUCCI, M.; ALEXANDER, L. V.; BRÖNNIMANN, S.; CHARABI, Y.; DENTENER, F. J.; DLUGOKENCKY, E. J.; EASTERLING, D. R.; KAPLAN, A.; SODEN, B. J.; THORNE, P. W.; WILD, M.; ZHAI, P. M. Observations: atmosphere and surface. In: STOCKER TF, QIN D, PLATTNER GK, TIGNOR M, ALLEN SK, BOSCHUNG J, NAUELS A, XIA Y, BEX V, MIDGLEY PM (eds.) **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK & New York, NY, USA., 2013.

HAYATSU, M.; TAGO, K.; SAITO, M. Various players in the nitrogen cycle: diversity and functions of the microorganisms involved in nitrification and denitrification. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 54, n. 1, p. 33-45, 2008.

IPCC 2006. Intergovernmental Panel. on Climate Change **Guidelines for national greenhouse gas inventories**. Japan: IPCC, 2006.

IPCC 2013. Intergovernmental Panel. on Climate Change. **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. 2013. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>>. Acesso em: 30 fev. 2014.

IPCC 2014. Intergovernmental Panel. on Climate Change. Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2014**, Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Eds. PICHSMADRUGA, O. R.; SOKONA, Y.; FARAHANI, E.; KADNER, S.; SEYBOTH, K.; ADLER, A.; BAUM, I.; BRUNNER, S.; EICKEMEIER, P.; KRIEMANN, B.; SAVOLAINEN, J.; SCHLOMER, S.; VON STECHOW, C.; ZWICKEL, T.; MINX, J. C. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 2014.

JAHANGIR, M. M. R.; FENTON, O.; GILL, L.; MULLER, C.; JOHNSTON, P.; RICHARDS, K. G. Carbon and nitrogen dynamics and greenhouse gases emissions in constructed wetlands: a review. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, p. 7615–7657, 2014.

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, p. 161-173, 2008.

KLUTHCOUSKI, J.; AIDAR, H. Implantação, condução e resultados obtidos com o sistema Santa Fé. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L. F.; AIDAR, H. (Ed.). **Integração lavoura - pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão. 2003. p. 407-441.

KONG, A. Y. Y.; FONTE, S. J.; VAN KESSEL, C.; SIX, J. Transitioning from standard to minimum tillage: Trade-offs between soil organic matter stabilization, nitrous oxide emissions, and N availability in irrigated cropping systems. **Soil & Tillage Research**, v. 104, p. 256–262, 2009.

KONONOVA, M.M. **Materia orgânica del suelo: Su naturaliza propiedades y métodos de investigación**, 1edição, Barcelona: Oikos-tau, 1982. 364 p

LAL, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. **Geoderma**, 123:1-22, 2004.

LAPOLA, D. M.; MARTINELLI, L. A.; PERES, C. A.; OMETTO, J. P. H. B.; FERREIRA, M. E.; NOBRE, C. A.; AGUIAR, A. P. D.; BUSTAMANTE, M. M. C.; CARDOSO, M. F.; COSTA, M. H.; JOLY, C. A.; LEITE, C. C.; MOUTINHO, P.; SAMPAIO, G.; STRASSBURG, B. B. N.; VIEIRA, I. C. G. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 27-35, 2014.

LESSA, A. C. R., MADARI, B. E., PAREDES, D. S., BODDEY, R. M., URQUIAGA S., JANTALIA, C. P., ALVES, B. J.R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannahpastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104-111, 2014.

LI, X. X.; PETERSEN, S. O.; SORENSEN, P.; OLSEN, J. E. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 199, p. 382-393, 2015.

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

LITHOURGIDIS, A. S.; DORDAS, C. A.; DAMALAS, C. A.; VLACHOSTERGIOS, D. Annual intercrops: An alternative pathway for sustainable agriculture. **Australian Journal of Crop Science**, v.5, p.396-410, 2011.

LIU, C.; WANG, K.; MENG, S.; ZHENG, X.; ZHOU, Z.; HAN, S.; CHEN, D.; YANG, Z. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 140, n. 1-2, p. 226-233, 2011.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. dos. Carbon and nitrogen content and stock in no-tillage and crop livestock integration systems in the Cerrado of Goiás State, Brazil. **Journal of Agricultural Science**, v.4, p.96-105, 2012.

LUO, J.; DE KLEIN, C. A. M.; LEDGARD, S. F.; SAGGAR, S. Management options to reduce nitrous oxide from intensively grazed pasture: a review. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, n. 136, p. 282-291, 2010.

MAPA - MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Plano Agrícola e Pecuário 2010-2011**. Brasília, DF: Secretaria de Política Agrícola/Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2010. 48 p.

MARCHÃO, R. L.; BALBINO, L. C.; SILVA, E. M.; SANTOS JUNIOR, J. D. G.; SÁ, M. A. C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p.873-882, 2007.

MARCHÃO, R. L.; LAVELLE, P.; CELINI, L.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 1011-1020, 2009.

MARTINS, M. R.; JANTALIA, C. P.; POLIDORO, J. C.; BATISTA, J. N.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. **Soil & Tillage Research**, v. 151, p. 75-81, 2015.

MATOS, E. S., MENDONCA, E. S., LEITE, L. F. C., GALVÃO, J. C. C. Estabilidade de agregados e distribuição de carbono e nutrientes em Argissolo sob adubação orgânica e mineral. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p.1221-1230, 2008.

MAZZETTO, A. M.; FEIGL, B. J.; SCHILS, R. L. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Improved pasture and herd management to reduce greenhouse gas emissions from a Brazilian beef production system. **Livestock Science**, v. 175, p.101–112, 2015.

MCTI - MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. **Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa no Brasil**. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 2016. Disponível em: <http://sirene.mcti.gov.br/documents/1686653/1706227/LIVRO_MCTIC_EstimativaDeGases_Publica%C3%A7%C3%A3o_210x297mm_FINAL_WEB.pdf/61e78a4d-5ebe-49cd-bd16-4ebca30ad6cd> Acesso em: 26 fev. 2017.

MENÉNDEZ, E.; BARRENA, I.; SETIEN, I.; GONZÁLEZ-MURUA, C.; ESTAVILLO, J. M. Efficiency of nitrification inhibitor DMPP to reduce nitrous oxide emissions under different temperature and moisture conditions. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 53, p. 82-89, 2012.

METAY, A.; CHAPUIS-LARDY, L.; FINDELING, A.; OLIVERD, R.; ALVES, J. A.; MOREIRA, C. Simulating N₂O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 140, p. 255–263, 2011.

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.

MILLER, M. N.; ZEBARTH, B. J.; DANDIE, C. E.; BURTON, D. L.; GOYER, C.; TREVORS, J. T. Crop residue influence on denitrification, N₂O emissions and denitrifier community abundance in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 40, p. 2553–2562, 2008.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. Lavras: UFLA, 2006.

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

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Mapeamento do Uso e Cobertura do Cerrado. Projeto Terra Class Cerrado 2013**. 2015a. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/publicacoes/biomas/category/62-cerrado?download=1139>: mapeamento-do-uso-e-cobertura-da-terra-do-cerrado> Acesso em: 02 jan. 2017.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **PPCerrado - Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas do Cerrado**. 2015b. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/images/arquivos/florestas/controle_e_prevencao/PPCerrado/PPCerrado_2fase.pdf> Acesso em: 22 fev. 2016.

NEILL, C.; STEUDLER, P. A.; GARCIA-MONTIEL, D. C.; MELILLO, J. M.; FEIGL, B. J.; PICCOLO, M. C.; CERRI, C. C. Rates and controls of nitrous oxide and nitric oxide emissions following conversion of forest to pasture in Rondônia. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 7, p. 1-15, 2005.

OENEMA, O.; WRAGE, N.; VELTHOF, G. L.; VAN GROENIGEN, J. W.; DOLFING, J.; KUIKMAN, P. J. Trends in global nitrous oxide emissions from animal production systems. **Nutrient Cycling and Agroecosystems**, v. 72, n. 1, p. 51-62, 2005.

PASSIANOTO, C. C.; AHRENS, T.; FEIGL, B. J.; STEUDLER, P. A.; CARMO, J. B.; MELILLO, J. M. Emissions of CO₂, N₂O, and NO in conventional and no-till management practices in Rondônia, Brazil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, n. 4, p. 200-208, 2003.

PELSTER, D. E.; CHANTIGNY, M. H.; ROCHETTE, P.; ANGERS, D. A.; RIEUX, C.; VANASSE, A. Nitrous oxide emissions respond differently to mineral and organic nitrogen sources in contrasting soil types. **Journal of Environmental Quality**, v. 41, n. 2, p. 427-435, 2012.

PLAZA, C.; COURTIER-MURIAS, D.; FERNANDEZ, J. M.; POLO, A.; SIMPSON, A. J. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 57, p. 124-134, 2013.

PLAZA-BONILLA, D.; ÁLVARO-FUENTES, J.; CANTERO-MARTINEZ, C. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. **Soil & Tillage Research**, v. 139, p. 19–22, 2014.

PIVA, J. T.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MORAES, A.; TOMAZI, M.; PAULETTI, V.; BARTHE, G.; PICCOLO, M. C. Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 87-93, 2014.

PULROLNIK, K.; BARROS, N. F.; SILVA, I. R.; NOVAIS, R. F.; BRANDANI, C. B. Estoques de carbono e nitrogênio em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica de

solos sob eucalipto, pastagem e cerrado no Vale do Jequitinhonha – MG. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1125-1136, 2009.

RADA, N. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. **Food Policy**, v. 38, p. 146–155, 2013.

REATTO, A.; BRUAND, A.; SILVA, E. M.; MARTINS, E. S.; BROSSARD, M. Hydraulic properties of the diagnostic horizon of Latosols of a regional toposequence across the Brazilian Central Plateau. **Geoderma**, v. 139, p. 51-59, 2007.

REES, R. M.; BALL, B. C. Soils and nitrous oxide research. **Soil Use and Management**, v. 26, n. 2, p. 193-195, 2010.

RESCK, D. V. S.; FERREIRA, E. A. B.; FIGUEIREDO, C. C.; ZINN, Y. L. Dinâmica da matéria orgânica no Cerrado. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Editores) **Fundamentos da matéria orgânica do solo – Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2. ed. revisada e atualizada – Porto Alegre: Metropole, 2008. 654p.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do Bioma Cerrado, p.89-166. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. **Cerrado: ambiente e flora**. Planaltina. EMBRAPA-CPAC, 1998. xii, 556p.

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, J. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; SOARES, L. H. B.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; MARCHÃO, R. L.; VILELA, L. Balanço energético da produção de grãos, carne e biocombustíveis em sistemas especializados e mistos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 10, p.1323-1331, 2013.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENC, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 70–79, 2014.

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

SALTON, J. C.; OLIVEIRA, P.; TOMAZI, M.; RICHETTI, A.; BALBINO, L. C.; FLUMIGNAM, D.; MERCANTE, F. M.; MARCHÃO, R. L.; CONCENÇO, G.; SCORZA JUNIOR, R. P.; ASMUS, G. L. Benefícios da adoção da estratégia de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta. In: CORDEIRO, L. A. M.; VILELA, L.; KLUTHCOUSKI, J.; MARCHÃO, R. L. (Ed.). **Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 35-51. (Coleção 500 Perguntas, 500 Respostas).

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G.; BEZERRA, H. S. Mapeamento da Cobertura vegetal natural e antropizado bioma Cerrado por meio de imagens Landsat ETM. In: **Anais XIV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, Natal, Brasil, 2009, p. 1199-1206.

SANTOS, I. L.; CAIXETA, C. F.; SOUSA, A. A. T. C.; FIGUEIREDO, C. C.; GEROSA, M. L.; CARVALHO, A. M. Cover plants and mineral nitrogen: effects on organic matter fractions in an Oxisol under no-tillage in the Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1874-1881, 2014.

SANTOS, I. L.; OLIVEIRA, A. D.; FIGUEREIDO, C. C.; MALAQUIAS, J. V.; SANTOS JÚNIOR, J. D. G.; FERREIRA, E. A. B.; SÁ, M. A. C.; CARVALHO, A. M. 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.

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

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

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2013.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de 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.

SIX, J.; OGLE, S.M.; BREIDT, F.J.; CONANT, R.T.; MOSIER, A.R.; PAUSTIAN, K. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. **Global Change Biology**, v. 10, p. 155-160, 2004.

SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T.L. **Greenhouse gas emissions from cropping systems and the influence of fertilizer management - A literature review**. Norcross, IPNI, 2007.

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.

SPANNING, R.; RICHARDSON, D.J.; FERGUSON, S.J. Introduction to the Biochemistry and Molecular Biology of Denitrification. In: Bothe, H.; Ferguson, S; Newton, W.E. **Biology of the Nitrogen Cycle**. Amsterdam: Elsevier, 2007, p. 198-217.

STEVENSON, F. J. **Humus chemistry: Genesis, composition, reactions**. John Wiley & Sons, New York. 1994, 496 p.

STEWART, C.E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R.T.; PLANTE, A.F. & SIX, J. Soil C saturation: Concept, evidence, and evaluation. **Biogeochemistry**, v. 86, p. 19-31, 2007.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F.; VIANA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84–97, 2014.

TAN, I. Y. S.; VAN ES, H.M.; DUXBURY, J.M.; MELKONIAN, J.J.; SCHINDELBECK, R.R.; GEOHRING, L.D.; HIVELEY, W.D.; MOEBIUS, B.N. Single-event nitrous oxide losses under maize production as affected by soil type, tillage, rotation, and fertilization. **Soil and Tillage Research**, v.102, n. 1, p. 19-26, 2009.

THOMSON, A. J.; GIANNOPOULOS, G.; PRETTY, J.; BAGGS, E.M.; RICHARDSON, D. J. Biological sources and sinks of nitrous oxide and strategies to mitigate emissions. **Philosophical Transactions of The Royal Society Biological Sciences**, v. 367, n. 1593, p. 1157-1168, 2012.

TRIGALET, S.; VAN OOST, K.; ROISIN, C.; VAN WESEMAEL, B. Carbon associated with clay and fine silt as an indicator for SOC decadal evolution under different residue management practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 196, p. 1–9, 2014.

VALLEJO, V. C.; GÓMEZ, M. M.; CUBILLOS, A. M.; ROLDAN, F. Effect of land use on the density of nitrifying and denitrifying bacteria in the Colombian Coffee Region. **Agronomía Colombiana**, v. 29, n. 3, p. 455-463, 2011.

VAN KESSEL, C.; VENTEREA, R.; SIX, J.; BORBE, M.A.A; LINQUIST, B.; VAN GROENIN, K.J. Climate, duration, and N placement determine N₂O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 9, n. 1, p. 33-44, 2013.

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

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; MARCHÃO, R. L. Integração lavoura-pecuária-floresta: alternativa para intensificação do uso da terra. **Revista UFG**, ano XII, n.13, p.92–99, 2012.

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; MARCHÃO, R. L.; GUIMARÃES JÚNIOR, R.; BARIONI, L. G.; BARCELLOS, A. O. Integração Lavoura-Pecuária. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. (Ed.). **Savanas**: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais. Planaltina: Embrapa Cerrados; Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008, p. 931-962.

USSIRI, D.; LAL, R. Soil Emission of Nitrous Oxide and Its Mitigation. Springer, **The Netherlands**, p. 63–96, 2013.

WANDER, M. **Soil organic matter fractions and their relevance to soil function**. In: soil organic matter in sustainable agriculture. CRC Press, p. 67-102, 2004.

WANG, J.; SONG, C.; ZHANG, J.; WANG, L.; ZHU, X.; SHI, F. Temperature sensitivity of soil carbon mineralization and nitrous oxide emission in different ecosystems along a mountain wetland-forest ecotone in the continuous permafrost of Northeast China. **Catena**, n. 121, p. 110-118, 2014.

ZANATTA, J.A.; BAYER, C.; VIEIRA, F.C.B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in south Brazilian gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1653-1665, 2010.

ZOTARELLI, L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; SIX, J. Impact of tillage and crop rotation on light fraction and intra-aggregate soil organic matter in two Oxisols. **Soil Tillage Research**, v. 95, p. 196-206, 2007.

ZSCHORNACK, T.; BAYER, C.; ZANATTA, J.A.; VIEIRA, F.C.B.; ANGHINONI, I. Mitigation of methane and nitrous oxide emissions from flood-irrigated rice by no incorporation of winter crop residues into the soil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 623-634, 2011.

ZHUANG, Q.; LU, Y.; CHEN, M. An inventory of global N₂O emissions from the soils of natural terrestrial Ecosystems. **Atmospheric Environment**, v. 47, p. 66-75, 2012.

CAPÍTULO I

Nitrous oxide fluxes in a Brazilian clayey Oxisol after 24 years of Integrated Crop-Livestock management

Artigo publicado na revista: Nutrient Cycling in Agroecosystems em 16 de janeiro de
2017

DOI 10.1007/s10705-017-9822-5

5. NITROUS OXIDE FLUXES IN A BRAZILIAN CLAYEY OXISOL AFTER 24 YEARS OF INTEGRATED CROP-LIVESTOCK MANAGEMENT

5.1. ABSTRACT

Integrated crop-livestock systems have been recently adopted in several agricultural regions of Brazil. Studies involving the effect of adopting integrated systems on greenhouse gas mitigation are essential for choosing sustainable agricultural systems. In this study, the emissions of nitrous oxide in a crop-livestock system (4-year crop/pasture rotation) compared with two continuous crop (CC) areas under conventional and no-tillage management were investigated. The treatments consisted of continuous cropping under no-tillage (CC-NT), continuous cropping with annual heavy disc harrow (CC-CT), an integrated crop-livestock system under no-tillage (CLS-NT) and native Cerrado as a reference. Considering the cumulative N₂O emissions in a year, the CC-CT emitted 2.55 kg N-N₂O ha⁻¹, higher than the Cerrado, which emitted 0.55 kg N-N₂O ha⁻¹. All the agricultural systems emitted more N₂O than the Cerrado, however, the two conservation systems CC-NT and CLS-NT had lower emissions than the CC-CT, and were responsible for 1.90 and 1.52 kg N-N₂O ha⁻¹, respectively. In the agroecosystems, the highest N₂O fluxes were observed after fertilization and rainfall events. In general, an effect of soil management combined to crop rotation on N₂O emissions was observed. In the CC systems, N₂O emissions were greater than in the integrated system during the sorghum/off-season period, but in the CC-CT emissions were greater than in CC-NT. During the soybean cycle no differences in emissions were observed between both CC systems, which surpassed that in CLS-NT that was occupied by *Brachiaria brizantha* pasture. The annual cumulative N₂O emissions in CLS-NT were close to that observed in the Cerrado indicating this system to be an agricultural practice with potential to mitigate N₂O emissions.

Keywords: no till, greenhouse gas emissions, integrated systems, *Brachiaria brizantha*, intercropping.

5.2. RESUMO

Sistemas de integração lavoura-pecuária foram recentemente adotados em diversas regiões agrícolas do Brasil. Estudos que envolvem o efeito da adoção de sistemas integrados de mitigação de gases de efeito estufa são essenciais para a escolha de sistemas agrícolas sustentáveis. Neste estudo, foram investigadas as emissões de óxido nitroso em um sistema de lavoura-pecuária (4 anos de rotação lavoura/pastagem) comparado com duas áreas de lavoura contínua sob plantio convencional e plantio direto. Os tratamentos consistiram de sistema de lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD), sistema de cultivo contínuo com grade de disco pesada anual (LC-PC), sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD) e Cerrado nativo como referência. Considerando as emissões acumuladas de N₂O em um ano, o LC-PC emitiu 2,55 kg N ha⁻¹, superior ao Cerrado, que emitiu 0,55 kg N ha⁻¹. Todos os sistemas agrícolas emitiram mais N₂O do que o Cerrado, entretanto os sistemas conservacionistas LC-PD e ILP-PD tiveram emissões mais baixas que o LC-PC, e foram responsáveis 1,90 e 1,52 kg N ha⁻¹, respectivamente. Nos agroecossistemas, os maiores fluxos de N₂O foram observados após a fertilização e os eventos de precipitação. Em geral, observou-se um efeito combinado do manejo do solo com a rotação de culturas nas emissões de N₂O. Nos sistemas LC, as emissões de N₂O foram maiores do que o sistema integrado durante o período do sorgo / fora da estação, mas as emissões LC-PC foram maiores do que as verificadas no LC-PD. Durante o ciclo da soja não foram observadas diferenças nas emissões entre os dois sistemas sob LC, o que superou a do ILP-PD ocupado pela pastagem da *Brachiaria*. As emissões anuais cumulativas de N₂O no ILP-PD foram próximas à observada no Cerrado, indicando que este sistema tem potencial para mitigar as emissões de N₂O.

Palavras-chave: plantio direto, emissão de gases de efeito estufa, sistemas integrados, *Brachiaria brizantha*,

5.3. INTRODUCTION

In recent decades, Brazil has established itself as a major exporter of agricultural commodities, particularly in the expansion of the Cerrado, the second largest biome in South America (RADA, 2013). Currently, 53% of the Cerrado has been deforested and is

under agricultural use (BEUCHLE et al., 2015), mainly due to the predominantly gently-rolling relief and soils suitable for mechanized agriculture. However, agricultural expansion by deforestation and changing land use cause increased emissions of greenhouse gases (GHG) (STRASSBURG et al., 2014) and climate change.

Among the GHG, N₂O is one that has great importance to agricultural systems, since 70% of its total global emissions originate from the dynamics of soil nitrogen (N) in production systems (USSIRI; LAL, 2013), either by the decomposition of plant residues or application of N fertilizers. Moreover, N₂O has global warming potential (GWP) 310 times higher than CO₂ (ZAEHLE et al., 2011) and a half-life of approximately 131 years in the atmosphere (HARTMANN et al., 2013). In Brazil, land-use changes and the agricultural sector accounts for 53% of CO₂ eq emissions into the atmosphere, and 64% of direct N₂O emissions occur by the animal grazing, fertilizer use and management of agricultural residues (MCTI, 2014).

The Brazilian government has made considerable efforts to reduce the impact of the different sectors of its economy on climate change in the medium and long-term, with commitment to reduce GHG emissions by 37% (by 2025) and 43% (by 2030) below the 2005 year levels, through public policies such as the ABC Program – Low-Carbon Agriculture (BRAZIL, 2015).

In the case of the Cerrado biome, soils under native vegetation tend to have low N₂O fluxes, especially due to the free-draining nature of the soils and chemical and biological conditions (CHAPUIS-LARDY et al., 2007; CRUVINEL et al., 2011). The high porosity observed in the Cerrado Oxisols allows good natural drainage of water, avoiding the formation of anaerobic microsites that favor denitrification, which would imply a higher production of N₂O. Additionally, Oxisols generally have limited N levels and nitrification rates, which also contribute to the low values of N₂O fluxes in these soils (NARDOTO; BUSTAMANTE, 2003; CARVALHO et al., 2006; CHAPUIS-LARDY et al., 2007; CRUVINEL et al., 2011; MARTINS et al., 2015). In soils under agricultural use, this dynamic of N is altered by the incorporation of crop residues, especially legumes that may be important sources of N to subsequent crops (LI et al., 2015; BAYER et al., 2015). The pattern and the magnitude of N₂O fluxes vary according to the cultivated species, quantity and quality of residues added to the soil and to local water regime (GARCIA-RUIZ; BAGGS 2007; LI et al. 2016).

N₂O emissions are also influenced by other factors in cropping systems, such as the use of N fertilizers (CARVALHO et al., 2006; MARTINS et al., 2015; CARVALHO

et al., 2016), soil management (METAY et al., 2011; BAYER et al., 2015) and the presence of animals (CARVALHO et al., 2014; LESSA et al., 2014; BULLER et al., 2015). The grazing implies direct or indirect emissions considering the excreta or soil compaction and/or fragmentation of plant material. These effects usually operate interactively, making it difficult to assess the potential emissions or mitigation of integrated production systems.

Several studies on GHG emissions have focused on soil management systems such as no-tillage and conventional tillage, in cropping systems (JANTALIA et al., 2008; BAYER et al., 2015; MARTINS et al., 2015). Overall, the results indicate reduction of N₂O emissions in conservation systems compared to intensive monoculture systems, such as conventional tillage (ABDALLA et al., 2014). However, other results reported higher N₂O emissions due to soil compaction and to the quality of cover crop residues in areas under no-tillage system compared to conventional tillage (ROCHETTE, 2008; METAY et al., 2011; BAYER et al., 2015).

The inclusion of tropical forage species in no-till systems with soil cover maintenance and crop rotation improve soil quality, and significantly increase crop yields (PITTELKOW et al., 2015). In the Cerrado biome, the use of grasses such as *Brachiaria* sp. to increase inputs of plant residues and for grazing in the off season has been common and presents benefits for crop productivity in succession (VILELA et al., 2011) and for increasing the above and belowground biomass when used as cover crop (CARVALHO et al., 2015).

Some studies have been conducted in Cerrado soils to assess N₂O fluxes in the soil under agricultural use (CARVALHO et al., 2006; METAY et al., 2011; CARVALHO et al., 2013; CARVALHO et al., 2014; LESSA et al., 2014; MARTINS et al., 2015; CARVALHO et al., 2016). However, there are few studies evaluating the emission of this gas in integrated systems, such as crop-livestock, especially in long-term conditions in Cerrado soils, with conventional and conservation tillage systems, cultural arrangements and mineral fertilizers that provide different organic residues inputs. Carvalho et al. (2014) showed that the conversion of native vegetation to pasture or crop succession with soybean as the main crop, reduced stocks of soil carbon (C) and increased N₂O and CH₄ emissions, but when pasture was incorporated with agricultural areas in integrated crop-livestock system (CLS), the soil C stocks increased as well as the GHG emissions but overall resulted in a negative rate of -0.36 Mg ha⁻¹ yr⁻¹. Thus, it is necessary to elucidate how the dynamics of C and N in soil under CLS helps to reduce these N₂O emissions.

The aim of this study was to evaluate nitrous oxide fluxes from soil in a long-term experiment (24 years) on integrated crop-livestock farming systems during both crop and livestock with cattle grazing phases in the Brazilian Cerrado. The following hypotheses are: (i) soil management with conventional tillage increases N₂O emissions in comparison to the no tillage in continuous cropping (CC-NT) and in CLS systems; (ii) CLS systems based on a crop-pasture rotation with tropical grasses under grazing have lower nitrous oxide emissions than continuous cropping system for grain production under no-tillage.

5.4. MATERIAL AND METHODS

5.4.1. Experiment Site

The study was conducted in the experimental field of Embrapa Cerrados, located at 15°39' S and 47°44' W and 1200 m altitude, in Planaltina, DF, Brazil (Figura 5-1). The rainy season in the region extends from October to April, with an average annual rainfall from 1400 to 1600 mm. The soil of the study area is classified as typical Oxisol (SOIL SURVEY STAFF, 2014), presenting in its diagnostic horizon (Bw) 500 g kg⁻¹ of gibbsite, 180 g kg⁻¹ of goethite, 140 g kg⁻¹ of kaolinite, 70 g kg⁻¹ of hematite and 100 g kg⁻¹ of quartz and other minerals (MARCHÃO et al., 2009). Sampling for the analysis of soil chemical attributes in the 0-30 cm layer was carried out in October 2013 and are presented in Tabela 5-1.



Figura 5-1: Experiment site (Google Earth®) – continuous cropping with conventional tillage – CC-CT (1); continuous crop under no-tillage – CC-NT (2); crop-livestock system under no-tillage CLS-NT (3) and native Cerrado (CER)

Tabela 5-1: Chemical attributes of the soil in the experimental area.

Treatments	Depth	Al	Ca	H+Al	Mg	K	P	pH
		(cmol _c dm ⁻³)				(mg L ⁻¹)		
CC-NT	0-5	0.02±0.0	3.97±0.3	4.65±0.7	1.06±0.1	131.00±44.1	14.41±3.8	6.05±0.2
	5-10	0.06±0.0	2.04±0.2	6.02±0.9	0.50±0.1	42.50±25.0	9.00±5.7	5.48±0.2
	10-20	0.31±0.1	0.69±0.3	7.40±0.6	0.18±0.0	26.75±5.6	3.06±1.9	4.76±0.1
	20-30	0.29±0.1	0.58±0.3	6.98±0.6	0.15±0.0	30.50±3.3	2.63±1.3	4.73±0.0
CC-CT	0-5	0.22±0.1	1.31±0.2	7.27±0.8	0.20±0.1	163.00±57.7	8.59±4.3	5.00±0.2
	5-10	0.09±0.1	2.18±0.6	6.59±0.1	0.36±0.2	57.25±26.4	7.92±3.9	5.28±0.2
	10-20	0.15±0.0	1.27±0.3	6.31±0.5	0.26±0.1	41.50±10.6	2.35±0.9	5.09±0.1
	20-30	0.15±0.1	1.08±0.6	5.63±0.2	0.23±0.1	46.00±9.4	1.58±0.2	4.94±0.1
CLS-NT	0-5	0.05±0.0	2.52±0.2	5.40±0.2	0.91±0.2	123.00±94.6	4.70±2.4	5.60±0.8
	5-10	0.14±0.1	1.36±0.3	5.82±0.4	0.43±0.1	48.75±40.2	6.47±5.6	5.22±0.2
	10-20	0.19±0.1	0.99±0.3	5.87±0.5	0.30±0.1	21.50±4.5	1.74±0.3	4.98±0.1
	20-30	0.19±0.1	0.97±0.1	5.73±0.7	0.30±0.1	20.00±4.5	1.09±0.2	5.03±0.2
CER	0-5	0.65±0.2	0.70±0.3	10.22±1.2	0.42±0.2	74.00±21.4	2.01±0.2	4.88±0.1
	5-10	0.71±0.2	0.15±0.2	8.54±0.3	0.13±0.2	44.00±15.9	1.41±0.2	4.74±0.3
	10-20	0.46±0.1	0.05±0.1	7.16±0.3	0.06±0.1	31.00±15.8	1.25±0.1	4.91±0.3
	20-30	0.34±0.1	0.01±0.0	6.24±0.3	0.03±0.0	22.50±6.4	1.19±0.1	4.98±0.3

The long-term experiment, started in 1991, with plots measuring 40 m x 50 m (2,000 m²) and soil management systems established with four replicates. The native Cerrado vegetation characterized as savanna (RIBEIRO; WALTER, 2008) was used as a reference. In addition to the reference area, three cropping systems were evaluated: continuous cropping with conventional tillage – CC-CT (annual soil preparation with disk and leveling harrows before crop planting); continuous crop under no-tillage – CC-NT (with *Brachiaria brizantha* cv. Piatã as cover crop intercropped with sorghum in the off-season); and crop-livestock system under no-tillage CLS-NT (with *Brachiaria brizantha* cv. Piatã as cover crop intercropped with sorghum in the off-season, following a 4-year pasture phase). The crop-livestock system was conducted in the crop phase with the same crops as the continuous cropping systems (Figura 5-2). During the first four years (following 1991) for soil conditioning and aiming at establishing the no-till systems, the soil received lime and was plowed with disk and moldboard plows. In the CLS-NT, there was no application of fertilizers in the pasture phase, with enough residual fertilizer from previous crops for the development of pasture. In the continuous cropping plots, the fertilization was performed according to technical recommendations for each crop (SOUSA; LOBATO, 2004). In the CC-CT, the soil was annually plowed with moldboard plow after harvesting of crops. The Tabela 5-2 shows the history of crops grown and the quantity of fertilizers applied in the 24 years of the experiment in the studied systems.

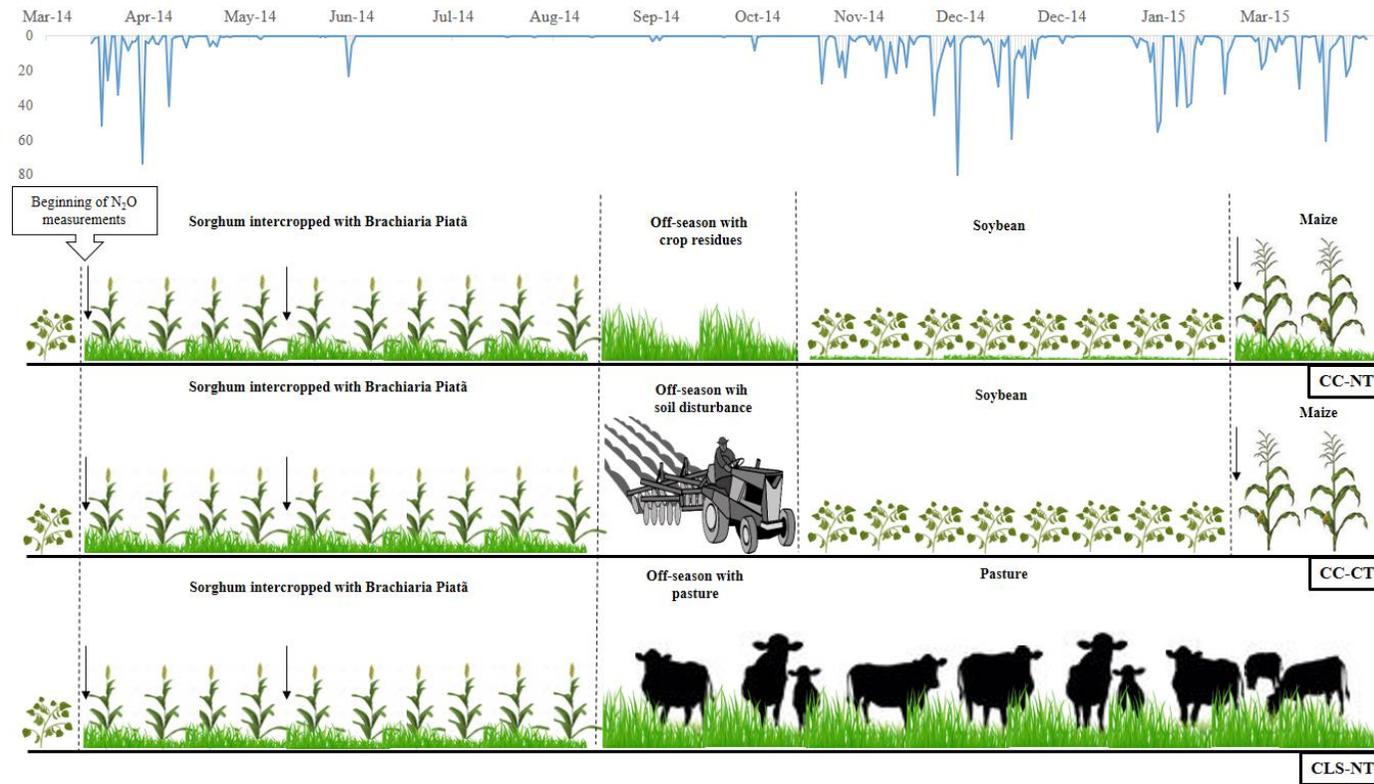


Figura 5-2: Schematic representation of rainfall during the period of a 1-year sampling of N₂O data on agricultural production systems. The dotted arrows separate cycles for each crop.

Tabela 5-2: History of crops used in 24 years of experiment in different systems*

Year	Crop-Livestock System		Continuous Crop	
	Crop	Second crop	Crop	Second Crop
1991	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Soybean cv. Doko	-
1992	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Soybean cv. Siriema	-
1993	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Maize BR 2001	-
1994	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Soybean cv. Savana	-
1995	Maize cv. BR 205	-	Maize cv. BR 205	-
1996	Soybean cv. Savana	-	Soybean cv. Savana	-
1997	Maize cv. BR 205	-	Maize cv. BR 205	-
1998	Soybean cv. Celeste	-	Soybean cv. Celeste	-
1999	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Soybean cv. Milena	-
2000	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Millet cv. CPAC	-
2001	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Soybean cv. Nina	-
2002	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Millet cv. CPAC	-
2003	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Soybean cv. Raimunda	-
2004	Soybean cv. Emgopa 313	-	Soybean cv. Emgopa 313	-
2005	Sorghum BR 304	-	Sorghum BR 304	-
2006	Soybean cv. Valiosa RR	-	Soybean cv. Valiosa RR	-
2007	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Soybean cv. Valiosa RR	-
2008	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Maize BRS 1010	-
2009	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Soybean cv. Valiosa RR	-
2010	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Maize BRS 1030	-
2011	Soybean cv. Valiosa RR	-	Soybean cv. Valiosa RR	-
2012	Maize PL 1335	-	Maize PL 1335	-
2013	Soybean cv. M 7110	Sorghum cv. BRS 332	Soybean cv. BRS 7580	Sorghum cv. BRS 332
2014	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Soybean cv. M 7110	Maize cv. 30S31 + Payaguás
2015	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Payaguás		**	**

* Adapted and modified from Sá (2011)

** Crops that were not evaluated in the study

Amount of fertilizers applied in the period: CLS (10.6 t ha⁻¹ of lime, 459.8 kg N ha⁻¹, 1166 kg ha⁻¹ of P₂O₅, 927 kg ha⁻¹ of K₂O, 52 kg ha⁻¹ of micronutrients and 1.5 t ha⁻¹ of gypsum); CC (10.6 t ha⁻¹ of lime, 544.8 kg N ha⁻¹, 2028 kg ha⁻¹ of P₂O₅, 1744.2 kg ha⁻¹ of K₂O, 85 kg ha⁻¹ of micronutrients and 4.3 t ha⁻¹ of gypsum)

The sorghum crop (*Sorghum bicolor* cv. BRS 332) was sown on March 19, 2014 and nitrous oxide sampling was initiated on March 21, 2014. At sorghum planting, the experimental plots were fertilized with 500 kg ha⁻¹ de 4:30:16 (20 kg N ha⁻¹, 150 kg P₂O₅

ha⁻¹ and 80 kg K₂O ha⁻¹) and on April 24, 2014 the plot received 80 kg N ha⁻¹ (urea) as side dressing. Sorghum was intercropped with *Brachiaria brizantha* cv. Piatã in all treatments with *Brachiaria* seeding performed just before sorghum planting. After the sorghum crop, the CC-CT system remained fallow, and the crop and *Brachiaria* residues were incorporated into the soil with the use of a disc harrow, while in the CC-NT system both crop and *Brachiaria* were desiccated and left on the surface to protect the soil. In the CLS-NT, there was a transition phase from crop production to pasture where it remained for 3 years with animal grazing. To facilitate comparisons between the agricultural systems, the period between the sorghum harvest and soybean planting was named off-season, i.e. absence of annual crops.

Soybean M 7110 was planted on November 4, 2014 in the CC-NT and CC-CT systems, and sidedressing fertilization consisted of 520 kg ha⁻¹ (NPK compound 0:20:20) (104 kg ha⁻¹ of P₂O₅ and 104 kg ha⁻¹ of K₂O). After soybean harvest, on February 27, 2015, maize was sown on the same plot and fertilized with 330 kg ha⁻¹ de NPK (4:30:16). (13.2 kg N ha⁻¹, 99 kg ha⁻¹ of P₂O₅ and 52.8 kg ha⁻¹ of K₂O). On March 28, 2015, the plot was fertilized with 112.5 kg of N ha⁻¹ as sidedressing.

5.4.2. Air Sampling and Quantification of N₂O Emissions

Air sampling to determine N₂O fluxes and soil sampling (Figura 5-2) to measure the co-variables (air and soil temperature, soil contents of ammonium and nitrate, gravimetric soil moisture and water filled pore space - WFPS) were performed from March 21, 2014 to March 31, 2015, corresponding to 83 measurements.

The N₂O fluxes were quantified using static chambers (MOSIER et al., 2006; ALVES et al., 2012). The emissions were measured for up to five consecutive days after sowing and N fertilization events. Frequent N₂O flux measurements were also made up to 2 to 3 consecutive days after tillage and harvesting events and during rainy periods. During the dry season, air sampling was spaced to every 15 days.

The static chambers (Figura 5-3), four in each plot, were randomly placed. Initially, two chambers were installed within the rows and the other two between rows. After the growth of plants to a 20 cm height, all chambers were placed between rows. Each chamber consisted of a rectangular hollow metal frame (38 cm wide, 58 cm long, 6 cm in height) which was inserted 5 cm into the soil and a top polyethylene tray that was coupled to the base during gas sampling. In order to ensure that the system was sealed

during sampling, the metal base contained a trough that was filled with soft rubber and the tray was coupled with rubber bands stretched over the top and clipped with both ends to the metal base. The top of the tray contained a triple Luer valve for fastening the sampling syringes, thus allowing the removal of the gases at the time of sampling. The samples were collected in 60 mL polypropylene syringes and immediately transferred to 20 ml glass pre-evacuated vials (-80 kPa). The glass vials were closed with 2 mm butyl-rubber septa sealed with aluminum tops.

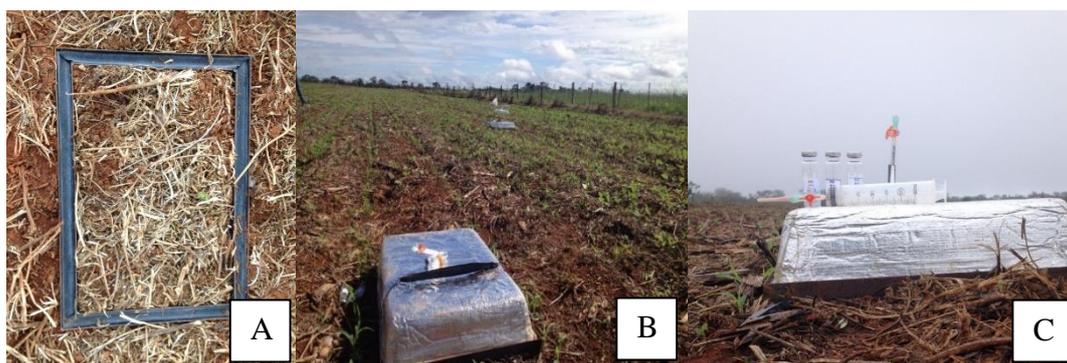


Figura 5-3: Metal base installed in the ground (A), elastic tray seal (B), triple valve and glass bottles to store the gas collected with the syringe (C)

Air samples from the chambers were collected at time 0, immediately after the closure of the chambers, and after 15 and 30 minutes of closure. Internal temperature measurements of the chambers were taken at each sampling time with the aid of digital thermometers. Samples were collected between 08:30h and 10:30h, as indicated by Alves et al. (2012). The N_2O concentration was determined by gas chromatography (Trace GC Ultra, Thermo Scientific) with column filled with "Porapak Q", and electron capture detector (Figura 5-4). The rates of emission of N_2O (FN_2O) were calculated according to the following equation: $FN_2O = (\delta C / \delta t) \cdot (V / A) \cdot (M / V_m)$, where $\delta C / \delta t$ is the change N_2O concentration in the chamber during the incubation interval; V and A are the volume of the chamber and the ground area covered, respectively; M is the molecular weight of N_2O and V_m is the molecular volume at each sample temperature. $N-N_2O$ fluxes were then determined by calculating the linear regression slope of the $N-N_2O$ concentration as a function of the sampling time (LIVINGSTON; HUTCHINSON, 1995). Molecular air volume was corrected for the temperature within the chamber (T) during sampling, multiplying its value by a factor of $22.4 \cdot [273 / (273 + T)]$. Negative values (influxes) were

obtained when there was a decrease in N₂O concentration inside the chambers along the 30 min incubation.



Figura 5-4: Gas chromatograf (Trace GC Ultra, Thermo Scientific) in Embrapa Cerrados

The cumulative emissions were estimated by plotting the mean values of the N₂O fluxes and the time scale on a chart and by calculating the resulting area under the curve by integration, using the Sigmaplot® Version 10 software (Systat Software Inc., Chicago, USA, 2007). The N₂O data accumulated in each system were estimated by the trapezoidal integrated area of the daily flux of N₂O by time, assuming that fluxes linearly change between the measurements (BAYER et al., 2015).

5.4.3. Edaphic and Climatic Variables

At each gas sampling, soil samples were collected to determine N-mineral in the form of nitrate (NO₃⁻) and ammonium (NH₄⁺) and gravimetric moisture in the 0-5 and 5-10 cm depths (Figura 5-5). The samples were collected at two points around each chamber and composed of eight sub-samples. The gravimetric soil water content was determined after drying soil samples at 105 °C for 48 h. Based on these results and the bulk density, the percentage of WFPS was calculated, assuming the density of particles of this soil equals to 2.65 g cm⁻³ according to Sá (2011).

N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻ were analyzed colorimetrically with a Lachat Quikchem FIA (Lachat Instruments, 5600 Lindburg Drive, Loveland CO 80539 USA) after extraction

with KCl 1 mol L⁻¹. Finally, the average air temperature and daily precipitation were obtained from one of Agrometeorological Stations of Embrapa Cerrados located near the experimental area.

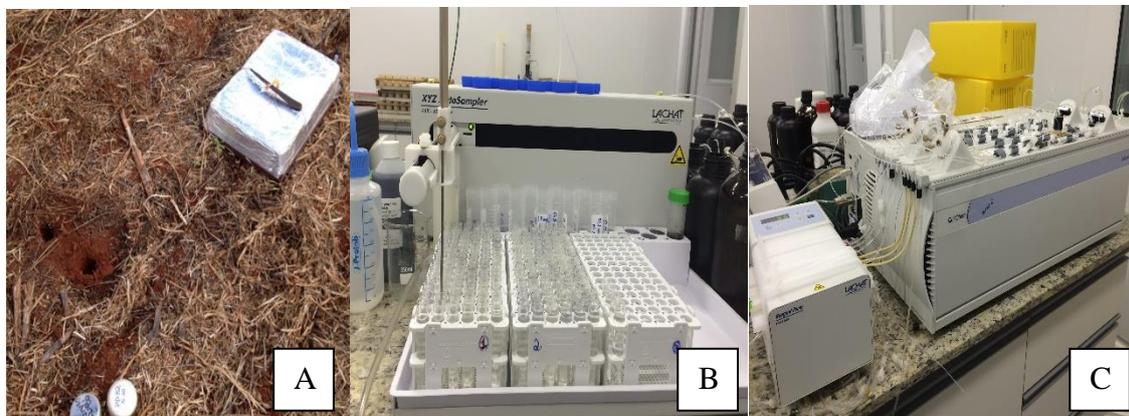


Figure 5-5: Soil sampling for N-mineral and gravimetric moisture (A), colorimetric analysis - Lachat Quikchem FIA (B e C), in Embrapa Cerrados.

5.4.4. Statistical Analysis

The cumulative emissions data were submitted to an analysis of variance considering the four replicates (chambers) per plot assuming a nested design (SCHIELZETH; NAKAGAWA, 2012). We assumed in this situation that the chamber, and consequently the N₂O emissions, are naturally nested in each agroecosystem and Cerrado. Daily fluxes were analyzed as repeated measures where the data collection was considered as a random effect. Analyses were performed using the PROC GLIMMIX of SAS and the means were compared by Tukey-Kramer test ($P < 0.05$).

5.5. RESULTS AND DISCUSSION

5.5.1. Daily Fluxes of N₂O and Soil and Climate Variables

The daily fluxes of N₂O ranged from -27 to 498 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$, with higher values observed soon after sowing sorghum, in succession after soybean (Figura 5-6). The average emissions from the evaluated systems, regardless of the crops used, were 7.11 μg

$\text{N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in the Cerrado, $27.26 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in the CLS-NT, $36.12 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in the CC-NT, and $47.38 \mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ in the CC-CT. The plot under CC-CT presented the highest average emission during the period, following by the CC-NT, CLS-NT and the Cerrado that had the smaller N_2O fluxes during the annual evaluation.

The average daily temperature for the period of gas measurements was $20.5 \text{ }^\circ\text{C}$, and the temperature peaks occurred from September to November, after the end of winter and early spring (Figura 5-6). The climate of the Brazilian Cerrado is characterized by rainfalls concentrated between November and April. Precipitation is one factor that influences the N_2O flux by changing the water content of the soil. Thus, throughout the year, the water filled pore space (WFPS) ranged from 10 to 71 %, with the lowest values recorded in the CC-CT and the Cerrado. The highest average WFPS were observed in CC-NT and CLS-NT. In CLS-NT 44% of the WFPS values were higher than 60 %, while only 4 % and 7 % of the WFPS values were higher than 60 % in CC-NT and CC-CT, respectively.

The soil under natural vegetation of Cerrado showed the lowest WFPS values throughout the study period. This feature was one of the factors that contributed to the lower emissions of N_2O obtained in this area (Figura 5-6). The free soil drainage that predominates under Cerrado vegetation is reported to be one of the causes of low emissions obtained in these areas (MARTINS et al., 2015). Field operations for planting frequently lead to soil compaction, reduce hydraulic conductivity (MARCHÃO et al., 2009) and increase the amount of water in surface layers, thus contributing to the denitrification process. Some studies have reported that soil compaction caused by no-tillage planting systems or by animal traffic can result in anaerobic conditions, which favor denitrification, and hence, increase the flux of N_2O after application of nitrogen fertilizers (OENEMA et al., 1997; ROCHETTE 2008; SIQUEIRA NETO et al., 2011; ESCOBAR et al., 2010; NUNES et al., 2015; CARVALHO et al., 2016). However, Marchão et al. (2007), in a study involving soil physical properties in this same experimental area showed that the CLS-NT with animal grazing did not cause surface soil compaction. The authors attributed this result to the presence of plant residues that protect soil surface.

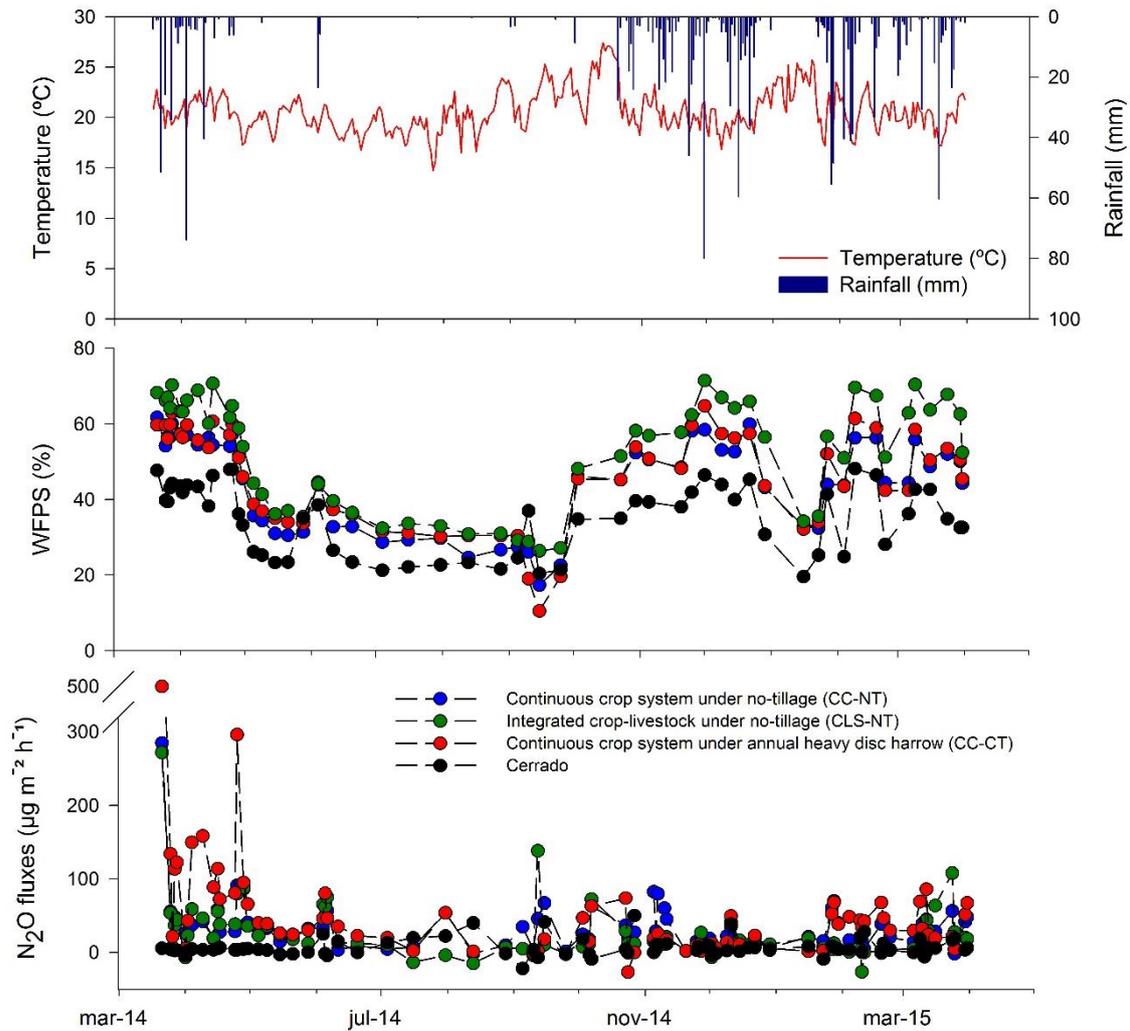


Figure 5-6: Rainfall (mm), average air temperature (°C), water-filled pore space WFPS (%) and fluxes of N₂O (µg N m⁻² h⁻¹) in an Oxisol under continuous crop under no-tillage (CC-NT), continuous crop under conventional tillage (CC-CT), livestock farming integration (CLS-NT) and native Cerrado.

The availability of mineral N in the soil is also a key factor that influences N₂O emissions. Mineral N forms (N-NH₄⁺ and N-NO₃⁻) varied daily over the study period (Figure 5-7). The highest concentrations of N-NO₃⁻ and N-NH₄⁺ were observed soon after sowing of crops and after the application of nitrogen in the sorghum cycle. N availability in soil, in both organic and mineral forms, including NO₃⁻ and NH₄⁺, are sources readily assimilated by plants and microorganisms and is closely related to the soil N₂O fluxes (BUTTERBACH-BAHL et al., 2013; CARVALHO et al., 2017). The highest N-NH₄⁺ content was observed in the CLS-NT and Cerrado (Figure 5-7). However, the N-NO₃⁻

prevailed in the systems under continuous crop - CC-NT and CC-CT, with levels up to 5 times higher than the values found in Cerrado soils. In the Cerrado, the low values of N-NO₃⁻ may be related to the greater soil acidity (MARTINS et al., 2015), a condition which reduces the nitrification process. According to several studies that took place in the native Cerrado (PEREZ et al., 2005; FIGUEIREDO et al., 2007), a large amount of N is immobilized in the microbial biomass, preventing the nitrification and denitrification processes to happen, and consequently reducing emissions of N₂O. One hypothesis to explain low N-NO₃⁻ content in CLS-NT can be related to the ability of *Brachiaria* sp. roots to release biological nitrification inhibitors (BNI) that block enzymatic pathways of Nitrosomonas (SUBBARAO et al., 2007; SUBBARAO et al., 2009; SUBBARAO et al., 2015). Additionally, in the pasture areas, there is an intense extraction of N by grazing, reducing the availability of nitrogen to microbial biomass responsible for the nitrification and denitrification processes (BODDEY et al., 2004).

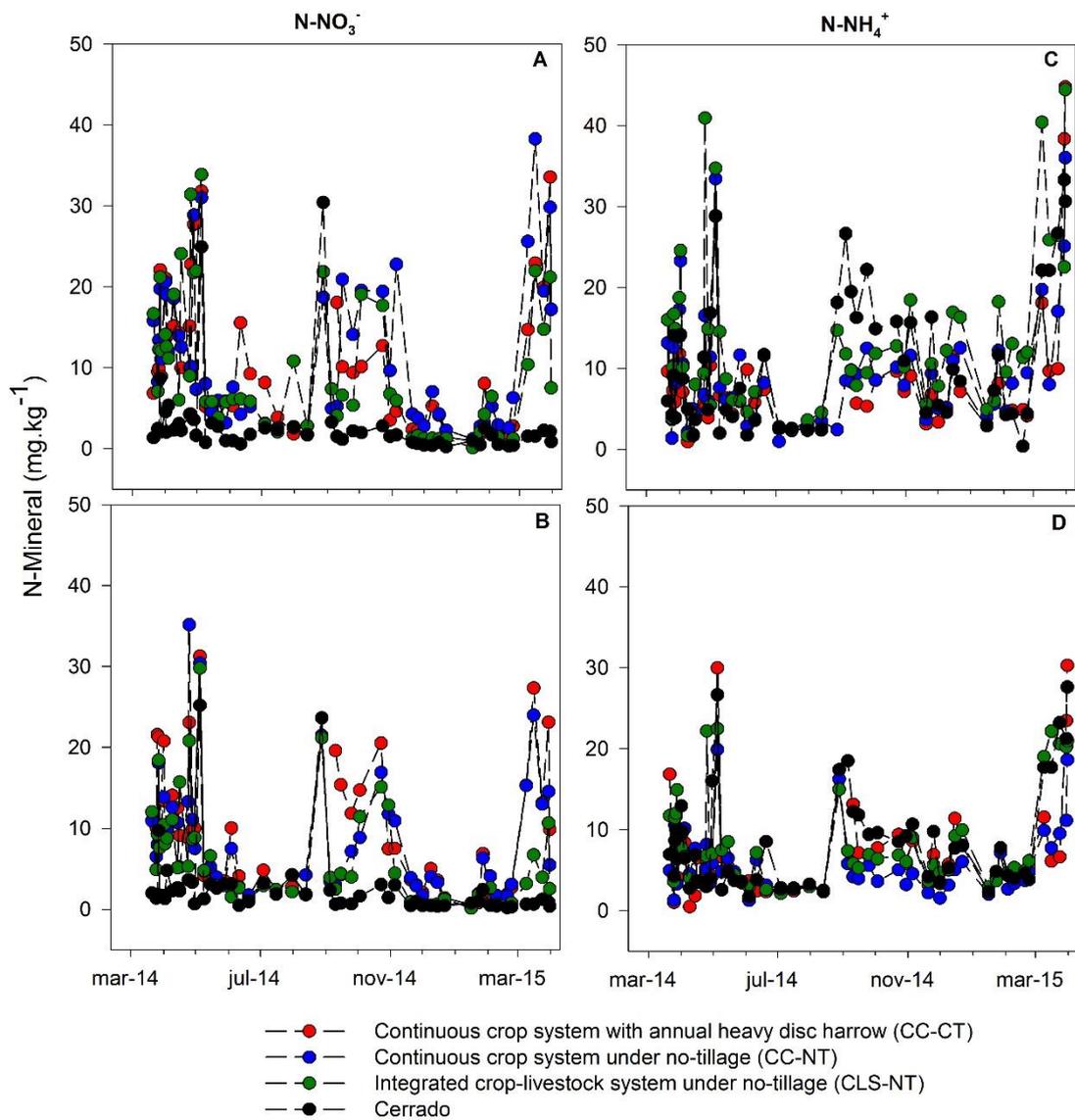


Figure 5-7: N-NO₃⁻ in soil layers 0-5cm (A) and 5-10cm (B) and N-NH₄⁺ in the layers of the soil 0-5 cm (C) and 5-10cm (D) in (mg kg⁻¹)

5.5.2. Daily and Cumulative Emissions in the Different Soil Management Systems and Crop Cycles

The results of statistical comparisons of N₂O emissions during 375 days between the areas are shown in Tabela 5-3, Tabela 5-4 e Tabela 5-5. The Figura 5-8 shows the fluxes of N₂O for each crop cycle in the CC-CT, CC-NT and CLS-NT systems.

During the sorghum cycle (Tabela 4-3) in all cropping systems the N₂O fluxes were higher than those in the Cerrado area ($P < 0.05$). The average emission of N₂O was 6.79 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the Cerrado, 39.96 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the CC-NT, 40.04 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in

the CLS-NT and $75.82 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the CC-CT (Figura 5-8). On the first day after N fertilization at sorghum planting, high N_2O fluxes were observed, approximately $500 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the CC-CT and $300 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ in the CC-NT and CLS-NT (Figura 5-8). It should be noted that the three plots received the same dose of nitrogen and were cultivated using intercropping systems with *Brachiaria* Piatã. However, owing to the tillage of the soil, CC-CT resulted in a different behavior compared to the other areas, with emissions twice as high as in the other systems. The conventional tillage, due to soil exposure and higher decomposition of organic matter, promotes greater N_2O emissions. The major emission peak observed in the CC-CT ($500 \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) may be attributed to the incorporation of soybean residues, which was planted before sorghum. The soybean effect refers not only to plant residues, but also to the root nodules, which have high concentrations of N.

Other peaks that stood out, but of lesser magnitude, were observed in early April 2014 in the CC-CT due to precipitation of 80 mm, and in the end of April after N-side-dressing with 40 mm of rainfall at the time of this evaluation. Irrespective of the differences in daily N_2O fluxes, over the sorghum cycle, the CLS-NT and the CC-NT presented similar emissions to the Cerrado (Tabela 5-3). The systems differed in N_2O emissions during the period from 14 to 49 days after starting the gas measurements. During this period, the largest volumes of precipitation were observed, and consequently, high WFPS. Based on the data presented, it can be said that the CC-NT and the CLS-NT have similar behavior when they were under the same conditions of crops during the sorghum cycle. This result confirms the sustainability of both systems in relation to the CC-CT, approximating to the native area condition without human interference.

The high emission levels recorded in the sorghum cycle may be further associated with N fertilization and possibly remaining residues of the plant shoot and soybean nodules, being the two determinant factors of the emissions of N_2O in this study. The application of N as fertilizer was the main factor that triggered the highest N_2O fluxes. The effect of N fertilizer on increasing N_2O emission has been widely reported in other studies conducted in Brazilian soils (CARVALHO et al., 2006; ZANATTA et al., 2010; SIGNOR et al., 2013; MARTINS et al., 2015; PIVA et al., 2014; CARVALHO et al., 2016) and in temperate regions (DING et al., 2013; ASGEDOM et al., 2014).

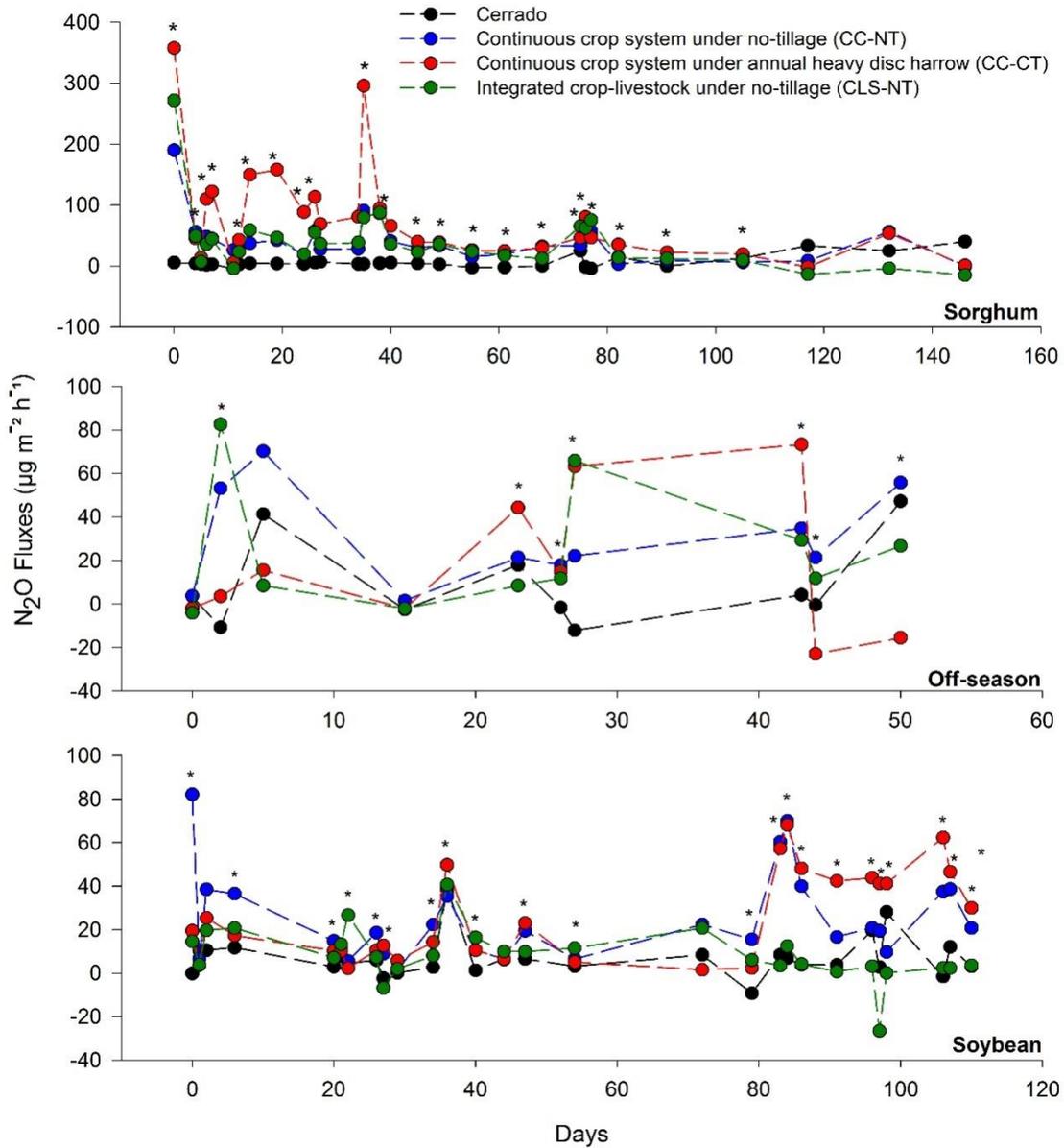


Figura 5-8: N₂O fluxes (µg N m⁻² h⁻¹) in the periods of the crops and the off cycles.

* Indicates significance (p<0.05) according to the tests. (Sorghum - 146 days; off-season - 55 days; Soybean - 110 days)

Tabela 5-3: Effect of the treatment between the days of the daily N₂O fluxes during the sorghum crop. The asterisks *, ** and *** denote significance between treatments P≤0.05, P≤0.01 and P≤0.0001

Days	CER X	CER X	CER X	CC-NT X	CC-NT X	CC-CT X
	CC-NT	CC-CT	CLS-NT	CC-CT	CLS-NT	CLS-NT
0	-184.41ns	-352.35*	-266.42*	-167.95ns	-82.01ns	85.93ns
4	-51.64ns	-41.13ns	-45.10ns	10.50ns	6.54ns	-3.96ns
5	-3.69ns	-10.34ns	-3.32ns	-6.64ns	0.36ns	7.01ns

6	-45.53ns	-107.67**	-33.39ns	-62.13*	12.14ns	74.27*
7	-41.82ns	-119.65**	-41.63ns	-77.82*	0.19ns	78.02*
11	-30.34ns	-9.53ns	-0.06ns	20.81ns	30.27ns	9.46ns
12	-21.29ns	-40.31**	-20.61ns	-19.01ns	0.68ns	19.70ns
14	-32.75ns	-145.34***	-54.32*	-112.58***	-21.56ns	91.01***
19	-38.36ns	-154.56***	-42.76ns	-116.20***	-4.40ns	111.80***
24	-15.23ns	-85.06***	-15.91ns	-69.83***	-0.67ns	69.15***
26	-51.86ns	-108.09**	-50.16ns	-56.22*	1.70ns	57.92*
27	-20.83ns	-62.14**	-29.34ns	-41.30**	-8.50ns	32.79*
34	-25.06ns	-77.21***	-34.90*	-52.14***	-9.83ns	42.31**
35	-87.74ns	-292.72**	-76.28ns	-204.98**	11.46ns	216.44**
38	-81.62**	-90.34**	-82.96**	-8.73ns	-1.34ns	7.38ns
40	-35.32*	-60.29**	-30.69*	-24.97*	4.63ns	29.60*
45	-25.97**	-35.71***	-18.48*	-9.73ns	7.50ns	17.23*
49	-30.21**	-36.09**	-32.87**	-5.89ns	-2.66ns	3.23ns
55	-18.05ns	-28.76*	-26.31ns	-10.71ns	-8.26ns	2.45ns
61	-21.22*	-26.50**	-19.60*	-5.28ns	1.62ns	6.90ns
68	-31.86*	-29.69ns	-11.85ns	2.17ns	20.01ns	17.85ns
75	-8.62ns	-21.46ns	-40.45ns	-12.85ns	-31.83ns	-18.99ns
76	-73.65**	-81.94***	-63.82**	-8.29ns	9.83ns	18.12ns
77	-61.14ns	-50.81ns	-79.48ns	10.33ns	-18.34ns	-28.66ns
82	11.40ns	-20.30ns	1.17ns	-31.69ns	-10.23ns	21.46ns
91	-8.84ns	-22.58**	-12.19ns	-13.74*	-3.35ns	10.40ns
105	6.85ns	-5.95ns	3.33ns	-12.80ns	-3.52ns	9.28ns
117	25.15ns	35.44ns	47.43ns	10.29ns	22.28ns	11.99ns
132	-31.55ns	-29.09ns	28.63ns	2.46ns	60.19ns	57.73ns
146	40.26ns	39.39ns	54.99ns	-0.87ns	14.73ns	15.60ns

Nitrous oxide emissions in the off-season, which lasted 50 days, are shown in the Tabela 5-4. In continuous tillage systems, the off-season itself only occurs in the CC-CT where there was incorporation of *Brachiaria* Piatã in the soil after the harvest of sorghum, which remained under fallow until soybean sowing. In the CC-NT, the *Brachiaria* Piatã was left to grow freely for the formation of the straw until its desiccation near the period of soybean sowing. As for the CLS-NT, there was the crop-pasture transition where the *Brachiaria* Piatã was left under free growth and released for grazing animals. Comparing the different land uses, we observed that CLS-NT had lower emissions than CC-NT. Even with the influence of animal trampling and presence of excreta in the CLS-NT, the N₂O fluxes were similar to that in the Cerrado, indicating that fresh cattle excreta, especially

urine did not affect the areas enclosed by the chambers, being the N₂O emissions related to the forage and previous crop residues and tillage system.

In the succession of crops, the previous crop residues can affect N₂O emissions (PEYRARD et al., 2016). In our study, the lower N₂O emissions in the off-season can be related to the presence of sorghum residues that present a high C/N ratio. Carvalho et al. (2015), in a study with several cover crops, reported that sorghum has a high biomass production and a high C/N ratio, and the residues showed a slow decomposition rate. This would explain the low N₂O emission levels after sorghum cultivation as a second crop.

Tabela 5-4: Effect of the treatment between the days of the daily N₂O fluxes during the off-season. *, ** and *** indicate significance between treatments P≤0.05, P≤0.01 and P≤0.0001 respectively.

Days	CER X	CER X	CER X	CC-NT X	CC-NT X	CC-CT X
	CC-NT	CC-CT	CLS-NT	CC-CT	CLS-NT	CLS-NT
0	-0.18ns	5.53ns	7.74ns	5.71ns	7.92ns	2.21ns
2	-63.88ns	-14.21ns	-93.24ns	49.68ns	-29.36ns	-79.04ns
5	-28.90ns	25.77ns	32.82ns	54.67ns	61.72ns	7.05ns
15	-4.11ns	-0.41ns	-0.48ns	3.70ns	3.63ns	-0.07ns
23	-3.40ns	-26.34ns	9.48ns	-22.94ns	12.88ns	35.82ns
26	-19.46ns	-16.58ns	-13.38ns	2.88ns	6.09ns	3.21ns
27	-34.28ns	-75.30ns	-78.00ns	-41.02ns	-43.72ns	-2.70ns
43	-30.47ns	-69.13*	-25.07ns	-38.65ns	5.40ns	44.05ns
44	-21.76*	22.60ns	-12.18ns	44.37*	9.59ns	-34.78*
50	-8.63ns	62.68ns	20.49ns	71.32*	29.13ns	-42.19ns

The Tabela 5-5 shows the comparisons between the areas in the soybean cycle period. It is noteworthy that in this phase, the CLS-NT was already in the grazing phase, while in the continuous crops there was soybean cultivation (Figura 5-2). During this period of 110 days, 28 evaluations of N₂O emission rates were made, with the largest differences found at the end of the soybean cycle (days 83-110). The estimated average emission of N₂O was 7.00 µg N m⁻² h⁻¹ in the Cerrado, 8.59 µg N m⁻² h⁻¹ in the CLS-NT, 25.13 µg N m⁻² h⁻¹ in the CC-CT and 27.11 µg N m⁻² h⁻¹ in the CC-NT (Figura 5-8).

Comparing the cropping systems, the CLS-NT and the CC-NT were different (*P* <0.05) only in the transition phase (crop for livestock). In the continuous crop, even without the application of N fertilizer, higher N₂O fluxes were observed after sowing compared to the rest of the cycle (Tabela 5-5), with values emphasizing the CC-NT of

82.18 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$. In this system, the crop succession over the years, with the deposition of different organic residues on the soil surface starting with low C/N residues of soybean followed by the more recalcitrant residues of sorghum, along with mineral fertilization contributed to the maintenance of soil microbial activities and the consequent emission of soil N_2O (ABDALLA et al., 2014).

At the end of the soybean cycle there was an increase in the N_2O fluxes, with higher values in the CC-CT and CC-NT systems in relation to the CLS-NT. Among the causes cited for this fact are the senescence of leaves and decomposition of roots and nodules in the soil (YANG; CAI, 2005). Soybean plants have approximately 3% of N (i.e. a low C/N ratio of approximately 15:1), which contributes to the rapid decomposition of the residues (TOMA; HATANO, 2007; CARVALHO et al., 2014). Thus, the decomposition of soybean provides greater availability of nitrate to soil due to N mineralization, which may result in higher fluxes of N_2O (CRUVINEL et al., 2011). The incorporation of plant residues in CC-CT leads to their decomposition during the fallow period, before soybean planting. However, in the CC-NT, the decomposition of plant residues happens after the desiccation of forage grass and the onset of the rains, when soybeans are sown and the highest peak of N_2O in the cycle occurs. Even, in the no-till, hot spots may occur, which are anaerobic microsites created by the decomposition of mulch (METAY et al., 2011), causing the N_2O peaks detected in this treatment.

The soil under native Cerrado had the lowest emissions, close to zero, with the negative fluxes of N_2O representing 28% of the total emissions. Similar values were also observed by Carvalho et al. (2013) in a native Cerrado, and the authors consider such negative values as influxes or a N_2O soil sink. Chapuis-Lardy et al. (2007), in a review, affirm that the soil can function as N_2O atmospheric sink. The authors claimed that low mineral N content in the soil and high humidity values, may favor the use of N_2O by soil microorganisms respiration, reducing it to N_2 .

In soils under the Cerrado native vegetation, because of the quality of plant residues compared to the ones in agricultural systems, the N is less available for consumption by the soil microbiota (GUARESCHI et al., 2012; BRESSAN et al., 2013), which may also explain the occurrence of N_2O influxes. In addition, the high acidity of the soil is highlighted as a limiting factor for the production of N_2O in the native Cerrado (MARTINS et al., 2015).

Tabela 5-5: Effect of treatments between days of the daily fluxes of N₂O during the soybean crop. *, ** and *** indicate significance between treatments P≤0.05, P≤0.01 and P≤0.0001 respectively.

Days	CER X	CER X	CER X	CC-NT X	CC-NT X	CC-CT X
	CC-NT	CC-CT	CLS-NT	CC-CT	CLS-NT	CLS-NT
0	-82.36**	-19.58ns	-14.71ns	62.78**	67.64**	4.87ns
1	3.91ns	6.92ns	6.57ns	3.01ns	2.66ns	-0.35ns
2	-27.98*	-14.86ns	-9.15ns	13.12ns	18.83ns	5.71ns
6	-24.79*	-5.63ns	-9.04ns	19.15*	15.75ns	-3.41ns
20	-11.93*	-7.30ns	-4.17ns	4.63ns	7.77ns	3.14ns
21	-3.76ns	-2.37ns	-5.49ns	1.39ns	-1.73ns	-3.12ns
22	-0.90ns	2.40ns	-21.99ns	3.30ns	-21.10ns	-24.40ns
26	-12.63*	-4.57ns	-1.27ns	8.06ns	11.36*	3.30ns
27	-11.29ns	-15.10*	4.38ns	-3.80ns	15.67**	19.48**
29	-1.40ns	-5.71ns	-1.94ns	-4.30ns	-0.54ns	3.76ns
34	-19.59*	-11.54ns	-5.37ns	8.06ns	14.22*	6.16ns
36	3.20ns	-11.30ns	-2.21ns	-14.50ns	-5.41ns	9.09ns
40	-9.31s	-9.32ns	-15.06ns	-0.01ns	-5.75ns	-5.74ns
44	0.39ns	0.17ns	-3.26ns	-0.22ns	-3.65ns	-3.43ns
47	-12.89ns	-16.50*	-3.37ns	-3.61ns	9.52ns	13.13*
54	-3.27ns	-1.88ns	-8.24ns	1.39ns	-4.97ns	-6.36ns
72	-13.98ns	6.87ns	-12.29ns	20.85ns	1.69ns	-19.15ns
79	-24.70*	-11.56ns	-15.24ns	13.14ns	9.46ns	-3.68ns
83	-51.89*	-48.84*	4.98ns	3.06ns	56.88**	53.82**
84	-63.02*	-61.27ns	-5.55ns	1.75ns	57.47*	55.72*
86	-36.14ns	-44.30*	-0.44ns	-8.15ns	35.70*	43.85**
91	-12.79ns	-38.54**	3.14ns	-25.75**	15.92ns	41.68***
96	-1.26ns	-24.11**	16.44*	-22.85**	17.69*	40.54***
97	-16.64ns	-38.42ns	29.37ns	-21.78ns	46.01ns	67.79*
98	18.47ns	-12.96ns	28.09ns	-31.43ns	9.62ns	41.05**
106	-39.04*	-63.89**	-3.99ns	-24.85ns	35.04*	59.90***
107	-26.52*	-34.50**	9.66ns	-7.98ns	36.18**	44.16***
110	-17.60*	-26.87**	-0.46ns	-9.27ns	17.14*	26.42***

The Figura 5-9 shows the cumulative N₂O emissions in kg N ha⁻¹ over the total period of 375 days and during the cycle of sorghum and soybean crops. Within a year of assessment, CC-CT promoted higher cumulative N₂O emission than the Cerrado (*P* <0.05). During this period, the CC-CT issued 2.55 kg N-N₂O ha⁻¹, while the CC-NT and the CLS-NT issued 1.90 kg N-N₂O ha⁻¹ and 1.52 kg N-N₂O ha⁻¹, respectively (Fig. 5).

During sorghum cycle (146 days), in the three agroecosystems, we observed higher emissions than the Cerrado, however, in the NT and CLS conservation systems the emissions were lower than the CC-CT. In the soybean cycle, N₂O emissions were greater than the native area when planted in the CC systems, but with similar emissions when planted in the CLS. The N₂O emissions are associated with high availability of N in the soil resulting from the addition of residues and nodules (GUO et al., 2009). Therefore, the CLS-NT showed potential to mitigate climate change, with cumulative emissions of N₂O similar to the native vegetation and significantly lower than the conventional tillage system. This mitigative potential should be addressed to the individual crop components, as there is evidence that the animal effect was not captured in the integrated crop-pasture system.

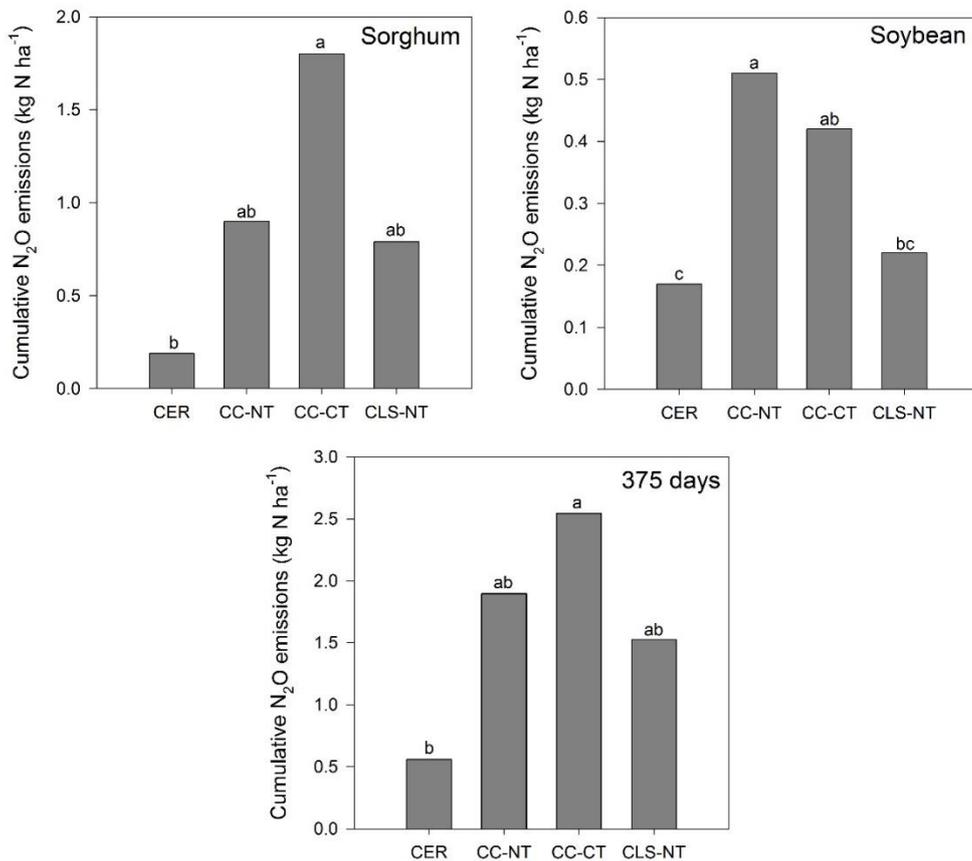


Figura 5-9: Cumulative emission of N₂O (kg N ha⁻¹) in the evaluated cultures. A. Sorghum (03/19/14 to 08/14/14) B. Soybean (11/05/14 to 02/28/15) and C. 375 days (03/19/14 to 03/31/15)

5.6. CONCLUSION

Conventional and conservation tillage systems showed higher emissions of N₂O compared to the soil under natural vegetation of the Cerrado. In general, higher emissions occurred in the cropped area under conventional tillage. N₂O emissions were influenced by N fertilization during moments of rainfall and high soil moisture, which increased N₂O fluxes in comparison to the Cerrado. In addition to these covariables, the decomposition of crop residues during the crop/off-season succession and the presence of a grass forage, explain the greatest differences in N₂O fluxes between the evaluated land uses. Emissions of N₂O from CLS-NT were the lowest among the cropping systems and approximated those in the Cerrado area. The CLS-NT is one of the alternatives of interest for agricultural production for the consolidation of an Economy of Low-Carbon Emission in Agriculture (Brazilian ABC Program) and the results of this study are evidences of the potential for the GHG mitigation of this integrated system.

5.7. REFERENCES

ABDALLA, M.; HASTINGS, A.; HELMYC, M.; PRESCHER, A.; OSBORNE, B.; LANIGANE, G.; FORRISTAL, D.; KILLI, D.; MARATHA, P.; WILLIAMS, M.; RUEANGRITSARAKUL, K.; SMITH, P.; NOLAN, P.; JONES, M.B. Assessing the combined use of reduced tillage and cover crops for mitigating greenhouse gas emissions from arable ecosystem. **Geoderma**, v.223-225, p. 9-20, 2014.

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 Biology and Biochemistry**, v. 46, p.129–135, 2012.

ASGEDOM, H.; TENUTA, M.; FLATEN, D.; GAO, X.; KEBREAB, E. Nitrous oxide emissions from a clay soil receiving granular urea formulations and dairy manure. **Agronomy Journal**, v.106, p. 732-744, 2014.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; PICCOLO, M. C.; DIECKOW, J.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage,

cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 146, p. 213-222, 2015.

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.

BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O. C.; REZENDE, C. P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: the key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, p. 389–403, 2004.

BRASIL - Federative Republic of Brazil — **Intended Nationally Determined Contribution Towards Achieving the Objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change**. Brasilia Ministry of Foreign Affairs. 2015. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRAZIL-iNDC-english.pdf> Acesso em: 26 ago 2016.

BULLER, L.S.; BERGIER, I.; ORTEGA, E.; MORAES, A.; BAYMA-SILVA, G.; ZANETTI, M. R. Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop–livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. **Agricultural Systems** 137:206–219, 2015.

BUTTERBACH-BALL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIEE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 368, pp. 13, 2013.

BRESSAN, C. R.; KUNZ, A.; SCHMIDELL, W.; SOARES, H. M. Toxicity of the colistin sulfate antibiotic used in animal farming to mixed cultures of nitrifying organisms. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 224, p. 1-9, 2013.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; KOZOVITS, A. R.; VIVALDI, L.; SOUZA, D. M. Emissão de óxidos de nitrogênio associada à aplicação de uréia sob

plantio convencional e direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 41, p. 679-685, 2006.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. 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, p. 1213-1222, 2016.

CARVALHO, A. M.; COSER, T. R.; REIN, T. A.; DANTAS, R. 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**, v. 50, p. 551-561, 2015.

CARVALHO, A. M.; OLIVEIRA, W. R. D.; RAMOS, M. L. G.; COSER, T. R.; OLIVEIRA, A. D.; PULRONIK, K.; SOUZA, K. W.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L. Soil N₂O fluxes in integrated production systems, continuous pasture and Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 107, p. 01-15, 2017.

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

CARVALHO, M. T. M.; MADARI, B. E.; LEAL, W. G. O.; COSTA, A. R. M.; MACHADO, P. L. O. A.; SILVEIRA, P. M. S.; MOREIRA, J. A. A.; HEINEMANN, A. B. Nitrogen fluxes from irrigated common-bean as affected by mulching and mineral fertilization. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 478-486, 2013.

CHAPUIS-LARDY, L.; WRAGE, N.; METAY, A.; CHOTTE, J. L.; BERNOUX, M. Soils, a sink for N₂O? A review. **Global Change Biology**, v. 13, p. 1–17, 2007.

CONEN, F.; SMITH, K. A. An explanation of linear increases in gas concentration under closed chambers used to measure gas exchange between soil and the atmosphere. **European Journal of Soil Biology**, v. 51, p. 111-117, 2000.

CRUVINEL, E. B. F.; BUSTAMANTE, M. M.; KOZOVITS, A. R.; ZEPP, R. G. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the Savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 29-40, 2011.

DING, W.; LUO, J.; LI, J.; YU, H.; FAN, J.; LIU, D. Effect of long-term compost and inorganic fertilizer application on background N₂O and fertilizer-induced N₂O emissions from an intensively cultivated soil. **Science of the Total Environment**, 465:115-124, 2013.

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**, v. 34, p. 507-516, 2010.

FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C.; FERREIRA, E. A. B.; RAMOS, M. L. G. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana em resposta a diferentes sistemas de manejo em um Latossolo Vermelho no Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 551-562, 2007.

GARCIA-RUIZ, R.; BAGGS, E. M. N₂O emission from soil following combined application of fertiliser-N and ground weed residues. **Plant and Soil**, v. 29, p. 263–274, 2007.

GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Crop residues, light organic matter, carbon and nitrogen storage and remaining phosphorus under different management systems in the cerrado region of Goiás. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 36, p. 909-920, 2012.

GUO, Z. L.; CAI, C. F.; LI, Z. X.; WANG, T. W.; ZHENG, M. J. Crop residue effect on crop performance, soil N₂O and CO₂ emissions in alley cropping systems in subtropical China. **Agroforest System**, v. 76, p. 67-80, 2009.

HARTMANN, D. L.; TANK, A. M. G. K.; RUSTICUCCI, M.; ALEXANDER, L. V.; BRÖNNIMANN, S.; CHARABI, Y.; DENTENER, F. J.; DLUGOKENCKY, E. J.; EASTERLING, D. R.; KAPLAN, A.; SODEN, B. J.; THORNE, P. W.; WILD, M.; ZHAI, P. M. Observations: atmosphere and surface. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.;

PLATTNER, G. K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P.M. (eds.) **Climate Change 2013: The Physical Science Basis**. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK & New York, NY, USA., 2013.

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, p. 161-173, 2008.

LESSA, A. C. R.; MADARI, B. E.; PAREDES, D. S.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; ALVES, B. J. R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, v. 190, p. 104–111, 2014.

LIVINGSTON, G. P.; HUTCHINSON, G. L. Enclosure-based measurement of trace gas exchange: Applications and sources of error. In: Matson PA, Harris RC (eds) **Biogenic trace gases: Measuring emissions from soil and water**. Methods in Ecology. Blackwell Science/Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK. p. 14–51, 1995.

LI, X. X.; PETERSEN, S. O.; SORENSEN, P.; OLSEN, J. E. Effects of contrasting catch crops on nitrogen availability and nitrous oxide emissions in an organic cropping system. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v. 199, p. 382-393, 2015.

LI, S.; GUA, X.; ZHUANG, J.; ANA, T.; PEI, J.; XIE, H.; LI, H.; FU, S.; WANG, J. Distribution and storage of crop residue carbon in aggregates and its contribution to organic carbon of soil with low fertility. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 199–206, 2016.

MARCHÃO, R. L.; BALBINO, L. C.; SILVA, E. M.; SANTOS JUNIOR, J. D. G.; SÁ, M. A. C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Qualidade física de um Latossolo Vermelho sob sistemas de integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, p. 873-882, 2007.

MARCHÃO, R. L.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BROSSARD, M. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects

of integrated crop–livestock management systems. **Soil and Tillage Research**, v. 103, p. 442-450, 2009.

MARTINS, M. R.; JANTALIA, C. P.; POLIDORO, J. C.; BATISTA, J. N.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. **Soil and Tillage Research**, v.151, p. 75-81, 2015.

METAY, A.; CHAPUIS-LARDY, L.; FINDELING, A.; OLIVERD, R.; ALVES, J. A.; MOREIRA, C. Simulating N₂O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v. 140, p. 255–263, 2011.

MCTI. **Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa no Brasil**. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 2014. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf> Acesso em: 10 out. 2015.

MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; LIU, X. J. J. Net global warming potencial and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northeastern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, p.1584-1598, 2006.

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.

NUNES, M. R.; DENARDIN, J. E.; PAULETTO, E. A.; FAGANELLO, A.; PINTO, L. F. S. Mitigation of clayey soil compaction managed under no-tillage. **Soil and Tillage Research**, v. 48, p. 119-126, 2015.

OENEMA, O.; VELTHOF, G. L.; YAMULKI, S.; JARVIS, S. C. Nitrous oxide emissions from grazed grassland. **Soil Use and Management**, v. 13 p. 288-295, 1997.

PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; MCMANUS, C. Nitrogênio da biomassa microbiana em solo cultivado com soja, sob diferentes sistemas de manejo, nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 137-144, 2005.

PEYRARD, C.; MARY, B.; PERRIN, P.; VÉRICEL, G.; GRÉHAN, E.; JUSTES, E.; LÉONARD, J. N₂O emissions of low input cropping systems as affected by legume and cover crops use. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v. 224, p. 145–156, 2016.

PITTELKOW, C. M.; LIANG, X.; LINQUIST, B. A.; LEE, J.; LUNDY, M. E.; VAN GESTEL, N.; SIX, J.; VENTEREA, R. T.; VAN KESSEL, C. Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. **Nature**, v. 517, p. 365-368, 2015.

PIVA, J. T.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MORAES, A.; TOMAZI, M.; PAULETTI, V.; BARTHE, G.; PICCOLO, M. C. Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. **Agriculture, Ecosystem & Environment**, v 190, p. 87-93, 2014.

RADA, N. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. **Food Policy**, v. 38, p. 146–155, 2013.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (eds). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília/DF: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica, 2008, v.1, p.151-212.

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

SÁ, J. M. **Dinâmica de matéria orgânica do solo e eficiência energética de sistemas agropecuários de produção em Latossolo Vermelho de Cerrado**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 127 p., 2011.

SCHIELZETH, H.; NAKAGAWA, S. Nested by design: model fitting and interpretation in a mixed model era. **Methods Ecology and Evolution**, v. 4, p. 14-24, 2012.

SIGNOR, D.; CERRI, C. E. P.; CONANT, R. N₂O emissions due to nitrogen fertilizer applications in two regions of sugarcane cultivation in Brazil. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 1, p. 015013, 2013.

SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. C.; COSTA JUNIOR, C.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Emissão de gases do efeito estufa em diferentes usos da terra no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, n. 2, p. 63-76, 2011.

SOIL SURVEY STAFF. **Soil Survey Field and Laboratory Methods Manual**. Soil Survey Investigations Report No. 51, Version 2.0. R. Burt and Soil Survey Staff (ed.). U.S. Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, 2014.

SOUSA, D. M.; LOBATO, E. Correção da acidez do solo. In: SOUSA, D. M. G., LOBATO, E. (Ed) **Cerrado: correção do solo e adubação**. Planaltina, DF. p-81-96, 2004.

STRASSBURG, B. B. N.; LATAWIEC, A. E.; BARIONI, L. G.; NOBRE, C. A.; SILVA, V. P.; VALENTIM, J. F.; VIANA, M.; ASSAD, E. D. When enough should be enough: improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, p. 84–97, 2014.

SUBBARAO, G. V.; NAKAHARA, K.; HURTADO, M. P.; ONO, H.; MORETA, D. E.; SALCEDO, A. F.; RONDON, M.; RAO, I. M.; LASCANO, C. E.; BERRY, W. L.; ITO, O. Evidence for biological nitrification inhibition in *Brachiaria* pastures. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, p. 17302–17307, 2009.

SUBBARAO, G. V.; YOSHIHASHI, T.; WORTHINGTON, M.; NAKAHARA, K.; ANDO, Y.; SAHRAWAT, K. L.; RAO, I. M.; LATA, J. C.; KISHII, M.; BRAUN, H. J. Suppression of soil nitrification by plants. **Plant Science**, v. 233, p. 155-164, 2015.

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 and Soil**, v. 290, p. 245–257, 2007.

TOMA, Y.; HATANO, R. Effect of crop residue C/N ratio on N₂O emissions from Gray Lowland soil in Mikasa, Hokkaido, Japan. **Soil Science and Plant Nutrition**, v. 53, p. 198–205, 2007.

USSIRI, D.; LAL, R. **Soil Emission of Nitrous Oxide and Its Mitigation**. Springer, The Netherlands, pp. 63–96, 2013.

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

YANG, L.; CAI, Z. The effect of growing soybean (*Glycine max.* L.) on N₂O emission from soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 37, p. 1205-1209, 2005.

ZAEHLE, S.; CIAIS, P.; FRIEND, A. D.; PRIEUR, V. Carbon benefits of anthropogenic reactive nitrogen offset by nitrous oxide emissions. **Nature Geoscience.**, v. 4, p. 601–605, 2011.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; VIEIRA, F. C. B.; GOMES, J.; TOMAZI, M. Nitrous oxide and methane fluxes in south brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p.1653-1665, 2010.

CAPÍTULO II

ENTENDENDO A RELAÇÃO ENTRE FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E EMISSÕES DE N₂O EM UM SISTEMA INTEGRADO DE LONGA DURAÇÃO

6. ENTENDENDO A RELAÇÃO ENTRE FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA DO SOLO E EMISSÕES DE N₂O EM UM SISTEMA INTEGRADO DE LONGA DURAÇÃO

6.1. RESUMO

A emissão de N₂O é influenciada por diversos fatores, dentre os quais a disponibilidade de carbono orgânico no solo. A compreensão da relação das frações orgânicas de carbono do solo e emissões de N₂O em solos sob diferentes sistemas agrícolas é fundamental para o manejo sustentável dos solos tropicais, no entanto, essa relação ainda não está clara e nunca foi estudada no Brasil. Portanto, o objetivo desse estudo foi avaliar o acúmulo de frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo (MOS) e sua relação com emissão de óxido nitroso do solo sob integração lavoura-pecuária em experimento de 24 anos no Cerrado. A hipótese é que a adoção de sistemas conservacionistas promove um acúmulo balanceado de frações lábeis e estáveis da matéria orgânica, reduzindo a emissão de N₂O do solo. As áreas estudadas consistiram de sistema de lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD), sistema de lavoura contínua com preparo do solo anual com grade pesada (LC-PC), sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD) e Cerrado nativo adjacente como referência. A emissão de N₂O acumulada foi quantificada num período de 509 dias, abrangendo cultivos sequenciais de soja, sorgo, soja e milho. Foram determinadas as frações de carbono do solo (lábeis e estáveis) e carbono em classes de agregados. A emissão acumulada foi maior no sistema LC-PC, intermediária no LC-PD e ILP-PD, e menor no Cerrado. A análise de componentes principais demonstrou associação entre maior emissão de N₂O e o sistema LC-PC, enquanto que o Cerrado está associado com as frações carbono da biomassa microbiana (CBM), carbono associado aos minerais (COM) e humina (HUM-C), as duas últimas representando as frações mais estáveis da MOS. Apesar do Cerrado apresentar maior população microbiana, predominam as frações estáveis do carbono, com menor disponibilidade para a microbiota do solo que justificam menores taxas de mineralização e conseqüentemente menor produção de N₂O. Menores emissões acumuladas de N₂O no sistema integrado (ILP-PD) em relação aos sistemas sob lavoura contínua (LC-PD e LC-PC) podem ser explicadas pelo acúmulo de carbono em suas frações mais estáveis e em agregados o que faz com

que esse sistema agrícola possa ser recomendado como uma alternativa para mitigação das emissões de N₂O.

Palavras-chave: matéria orgânica do solo, estabilidade do carbono, plantio direto, gases de efeito estufa,

6.2. ABSTRACT

The N₂O emission is influenced by various factors, among which is the availability of organic carbon in the soil. Understanding the relationship between organic carbon fractions and N₂O emissions in soil under management systems is fundamental to the sustainable management of tropical soils, however this relationship is not yet clear. Therefore, the goal of this study was to evaluate the accumulation of labile and stable fractions of soil organic matter (SOM) and its relation to the soil N₂O emission in a 24-year integrated crop-livestock system experiment in the Cerrado. The hypothesis is that the adoption of conservation systems promotes a balanced build-up of labile and stable fractions of organic matter, reducing the N₂O emission in the soil. The studied areas consisted of: continuous cropping under no tillage (CC-NT), continuous cropping under annual heavy disc harrow (CC-CT), an integrated crop-livestock system under no tillage (CLS-NT) and an adjacent area of native Cerrado as reference. The cumulative N₂O emission was quantified over a period of 509 days, covering sequential crops of soy, sorghum, soy and corn. Carbon fractions from the soil (labile and stable) and classes of carbon aggregates were determined. The cumulative N₂O emission was larger in the CC-CT system, intermediate in the CC-NT and CLS-NT systems, and smaller in the Cerrado. The analysis of principal components showed the association between the largest emissions of N₂O and the CC-CT system, while the Cerrado is associated to the C_{MIC}, MOC e HUM-C fractions, the last two representing the most stable fractions of SOM. Although the Cerrado shows a greater microbial population, stable fractions of carbon are predominant, which decreases availability for the soil microbiota, which justifies lower rates of mineralization and, consequently, production of N₂O. Lower cumulative emissions of N₂O in the integrated system (CLS-NT) in relation to the systems of continuous cropping (CC-NT e CC-CT) may be explained by the build-up of carbon in

its most stable fractions and in macroaggregates, which allows this cropping system to be recommended as an alternative for mitigation of N₂O emissions.

Keywords: soil organic matter, carbon stability, no tillage, greenhouse gases

6.3. INTRODUÇÃO

Com o aumento crescente da concentração de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, com destaque para o CO₂, cuja concentração já ultrapassou 400 ppm (BLUNDEN; ARNDT, 2016), o aquecimento global torna-se cada vez mais preocupante. Durante a COP 21 em Paris, o governo brasileiro, por meio de sua Contribuição Internacional Nacionalmente Determinado (*Intended Nationally Determined Contributions* - iNDC), comprometeu-se a reduzir as emissões de GEE no Brasil em 43% até 2030. No setor agropecuário, entre outras ações, o governo estabeleceu como meta recuperar 15 milhões de hectares de pastos degradados e incorporar 5 milhões de hectares com Sistema de Integração Lavoura-Pecuária (ILP) (BRASIL, 2015).

Os sistemas agrícolas integrados, associados ao não revolvimento do solo, têm ganhado importância na intensificação sustentável do uso do solo no Brasil (PIVA et al., 2014; SANT-ANNA et al., 2016). São sistemas considerados mais eficientes na ciclagem de nutrientes (SALTON et al., 2014), melhoram a qualidade do solo (VILELA et al., 2011), aumentam a biodiversidade da fauna (MARCHÃO et al., 2009a) e representam eficiente dreno de carbono, contribuindo para mitigação de emissões de GEE (BULLER et al., 2015).

No Brasil, as mudanças no uso da terra e a agricultura representam 53% das emissões de CO₂ eq para atmosfera (MCTI, 2014). Dentre os gases de efeito estufa, o óxido nitroso (N₂O) ganhou destaque por ser um gás potencialmente mais nocivo que o CO₂, devido seu maior potencial de aquecimento (298 vezes maior que o CO₂) e maior tempo de permanência na atmosfera, de aproximadamente 100 anos. O Brasil é considerado o maior emissor de N₂O na América Latina, apesar da redução das taxas de desmatamento da Amazônia (BUSTAMANTE et al., 2014). A emissão de N₂O pelo solo em sistemas agrícolas é influenciada por alguns fatores já bem conhecidos e estabelecidos: o elevado teor de água, que reduz a aeração e promove anaerobiose (BUTTERBACH-BALL et al., 2013); a acidez, que resulta em baixa taxa de nitrificação

e desnitrificação (MARTINS et al., 2015); a utilização de fertilizantes nitrogenados, influenciando na disponibilidade de N (CARVALHO et al., 2006; MARTINS et al., 2015); o preparo do solo, que interfere na aeração e nas comunidades da flora (METAY et al., 2011; BAYER et al., 2015); as excretas animais (LESSA et al., 2014; BULLER et al., 2015), e ainda fontes de N e a disponibilidade de carbono orgânico, que favorecem a atividade da microbiota (BHATTACHARYYA et al. 2013).

Sistemas agrícolas podem acumular fontes de C complexas provenientes de resíduos vegetais, que influenciam nas comunidades bacterianas nitrificantes e desnitrificadoras e na taxa de desnitrificação, e conseqüentemente, na produção de N₂O (MILLER et al., 2008). Entretanto, a forma como o C se acumula no solo nos diferentes sistemas agrícolas é variável, influenciando na sua disponibilidade e na dinâmica de N, em função da razão C/N, e conseqüentemente na emissão de N₂O (KONG et al., 2009). Miller et al. (2008) observaram que a disponibilidade de C no solo provenientes de fontes menos complexas, como a glicose, favorecem a produção de N₂O. Da mesma forma, a disponibilidade de C e o consumo de O₂ pela microbiota promovem condições favoráveis para a desnitrificação (CARVALHO et al., 2016).

O maior acúmulo de C em suas formas estáveis, normalmente, está associado ao maior grau de estabilização da MOS (SIX et al., 2002; PLAZA et al., 2013; PLAZA-BONILLA et al., 2014), pois quanto mais protegida, mais difícil o acesso aos microrganismos decompositores, reduzindo a mineralização, e conseqüentemente, a perdas da MOS para a atmosfera na forma de gases, principalmente CO₂ e N₂O (COUTINHO et al., 2010). Nesse sentido, técnicas de fracionamento químico e físico da MOS têm sido desenvolvidas e fornecem informações sobre estabilidade e localização das frações da MOS nos compartimentos do solo. As frações de C indicam a sensibilidade à alterações do manejo do solo, sejam elas em curto-prazo, como o carbono lábil e o carbono da biomassa microbiana (GUIMARÃES et al., 2013) ou em longo prazo, como o carbono orgânico associado aos minerais (TRIGALET et al., 2014).

No Cerrado brasileiro, diversos estudos demonstraram que a emissão de N₂O é menor em áreas nativas, mesmo havendo maior teor de carbono orgânico, em comparação com sistemas agrícolas (MARTINS et al., 2015; SANTOS et al., 2016; CARVALHO et al., 2017; SATO et al., 2017). Contudo, é ainda um desafio identificar sistemas de manejo agrícolas que consigam equilibrar o aumento dos teores de MOS, com maior disponibilidade de nitrogênio, sem, entretanto, elevar as emissões de N₂O para a atmosfera. Em estudo na Califórnia, Kong et al. (2009) observaram que o sistema de

cultivo convencional não só mostrou uma ciclagem de N mais rápida e uma incorporação de adubação nitrogenada nas frações silte e argila menos estáveis, mas também os fluxos de N₂O mais altos entre os três sistemas de cultivo convencional. No Brasil são poucos os trabalhos que correlacionam o fluxo de N₂O com as diferentes frações da MOS em sistemas agrícolas. Até hoje, a maior ênfase nos estudos foi dada em relação aos estoques de C e N (COUTINHO et al., 2010; BAYER et al., 2015; BAYER et al., 2016), e frações lábeis, como o carbono da biomassa microbiana (CARVALHO et al., 2017) e carbono lábil (CARMO et al., 2005).

A partir desses resultados, principalmente obtidos em condições do Cerrado (CARVALHO et al., 2016; CARVALHO et al., 2017), é possível estabelecer a hipótese de que o acúmulo de C nas frações mais estáveis no solo, com maior grau de proteção física e química, provocaria menores emissões de N₂O para a atmosfera. Adicionalmente, a compreensão do papel das frações orgânicas do solo resultantes das práticas de manejo sobre as emissões de N₂O é fundamental para a busca de sistemas agrícolas mitigadores da emissão de GEE e das mudanças climáticas globais. Assim, o objetivo desse estudo foi avaliar o acúmulo de frações lábeis e estáveis da MOS e sua relação com fluxos de óxido nitroso do solo sob sistema integração lavoura-pecuária em experimento de longa duração no Cerrado.

6.4. MATERIAL E MÉTODOS

6.4.1. Caracterização do Experimento

O estudo foi conduzido na área experimental da Embrapa Cerrados, localizado em Planaltina, DF, Brasil, nas seguintes coordenadas 15°39 'S e 47°44' W, e a 1200 m de altitude. A estação chuvosa na região estende-se de outubro a abril, com uma precipitação média anual de 1400 a 1600 mm. O solo da área de estudo é classificado como Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 2013) com teores de 610,5 g kg⁻¹ de argila, 79,5 g kg⁻¹ de silte e 309 g kg⁻¹ de areia. Apresenta em seu horizonte diagnóstico (Bw) 500 g kg⁻¹ de gibbsita, 180 g kg⁻¹ de goetita, 140 g kg⁻¹ de caulinita, 70 g kg⁻¹ de hematita e 100 g kg⁻¹ de quartzo e outros minerais (MARCHÃO et al., 2009b). A amostragem para a análise dos atributos químicos do solo na camada 0-30 cm foi realizada em outubro de 2013, cujos resultados são apresentados na Tabela 6-1.

Tabela 6-1: Atributos químicos do solo da área experimental.

Tratamento	Profundidade	Al	Ca	H+Al	Mg	K	P	pH
		(cmol _c dm ⁻³)				(mg L ⁻¹)		
LC-PD	0-5	0,02±0,0	3,97±0,3	4,65±0,7	1,06±0,1	131,00±44,1	14,41±3,8	6,05±0,2
	5-10	0,06±0,0	2,04±0,2	6,02±0,9	0,50±0,1	42,50±25,0	9,00±5,7	5,48±0,2
	10-20	0,31±0,1	0,69±0,3	7,40±0,6	0,18±0,0	26,75±5,6	3,06±1,9	4,76±0,1
	20-30	0,29±0,1	0,58±0,3	6,98±0,6	0,15±0,0	30,50±3,3	2,63±1,3	4,73±0,0
LC-PC	0-5	0,22±0,1	1,31±0,2	7,27±0,8	0,20±0,1	163,00±57,7	8,59±4,3	5,00±0,2
	5-10	0,09±0,1	2,18±0,6	6,59±0,1	0,36±0,2	57,25±26,4	7,92±3,9	5,28±0,2
	10-20	0,15±0,0	1,27±0,3	6,31±0,5	0,26±0,1	41,50±10,6	2,35±0,9	5,09±0,1
	20-30	0,15±0,1	1,08±0,6	5,63±0,2	0,23±0,1	46,00±9,4	1,58±0,2	4,94±0,1
ILP-PD	0-5	0,05±0,0	2,52±0,2	5,40±0,2	0,91±0,2	123,00±94,6	4,70±2,4	5,60±0,8
	5-10	0,14±0,1	1,36±0,3	5,82±0,4	0,43±0,1	48,75±40,2	6,47±5,6	5,22±0,2
	10-20	0,19±0,1	0,99±0,3	5,87±0,5	0,30±0,1	21,50±4,5	1,74±0,3	4,98±0,1
	20-30	0,19±0,1	0,97±0,1	5,73±0,7	0,30±0,1	20,00±4,5	1,09±0,2	5,03±0,2
CER	0-5	0,65±0,2	0,70±0,3	10,22±1,2	0,42±0,2	74,00±21,4	2,01±0,2	4,88±0,1
	5-10	0,71±0,2	0,15±0,2	8,54±0,3	0,13±0,2	44,00±15,9	1,41±0,2	4,74±0,3
	10-20	0,46±0,1	0,05±0,1	7,16±0,3	0,06±0,1	31,00±15,8	1,25±0,1	4,91±0,3
	20-30	0,34±0,1	0,01±0,0	6,24±0,3	0,03±0,0	22,50±6,4	1,19±0,1	4,98±0,3

O experimento de longa duração foi iniciado em 1991, com parcelas de 40 m x 50 m (2.000 m²) e sistemas de manejo do solo estabelecidos com quatro repetições. Foram avaliados três sistemas de cultivo: lavoura contínua com plantio convencional - LC-PC (preparo anual do solo com arado de disco antes do plantio); lavoura contínua sob plantio direto - LC-PD (com *Brachiaria brizantha* cv. Piatã como cultura de cobertura intercalada com sorgo na safrinha); e sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto - ILP-PD (com *Brachiaria brizantha* cv. Piatã como cultura de cobertura intercalada com sorgo na safrinha e após a fase de pastagem). Uma vegetação nativa do Cerrado, caracterizada como cerrado típico (RIBEIRO; WALTER, 2008) foi utilizada como uma referência às condições naturais. O sistema integração lavoura-pecuária foi conduzido na fase lavoura com as mesmas culturas dos sistemas de lavoura contínua (Figura 6-1). Durante os primeiros quatro anos (após 1991) para o condicionamento do solo e visando estabelecer os sistemas de plantio direto, o solo recebeu calcário e foi arado com arado de discos. No ILP-PD, não houve aplicação de fertilizantes na fase de pastagem, sendo suficiente o adubo residual de culturas anteriores para o desenvolvimento de pastagens. Nas lavouras contínuas, a adubação foi realizada de acordo com as recomendações técnicas para cada cultura. No LC-PC o solo foi arado anualmente com arado de discos após a colheita das culturas. A Tabela 6-2 mostra o histórico das culturas cultivadas e a quantidade de fertilizantes aplicados nos 24 anos do experimento nos sistemas estudados.

A cultura de sorgo (*Sorghum bicolor* cv. BRS 332) foi semeada em 19 de março de 2014 e a amostragem de óxido nitroso foi iniciada em 21 de março de 2014. No plantio de sorgo, as parcelas experimentais foram fertilizadas com 500 kg ha⁻¹ de 4:30:16 (20 kg N ha⁻¹, 150 kg P₂O₅ ha⁻¹ e 80 kg K₂O ha⁻¹) e em 24 de abril de 2014 a parcela recebeu 80 kg N ha⁻¹ (uréia) como adubação de cobertura. O sorgo foi consorciado com *Brachiaria brizantha* cv. Piatã em todos os sistemas. Após a cultura do sorgo, o sistema LC-PC permaneceu em pousio, e os resíduos da cultura e braquiária foram incorporados ao solo com o uso de uma grade de disco, enquanto no sistema LC-PD a cultura e a braquiária foram dessecadas e deixadas na superfície para proteger o solo. No ILP-PD, houve uma fase de transição da produção de culturas para pastagens onde permaneceu por 3 anos com pastoreio de animais. Para facilitar comparações entre os sistemas agrícolas, o período entre a colheita de sorgo e plantio de soja foi nomeado como entressafra, ou seja, ausência de culturas anuais.

A soja (*Glycine max* M 7110) foi semeada em 4 de novembro de 2014 nos sistemas LC-PD e LC-PC e a adubação consistiu de 520 kg ha⁻¹ de NPK 0:20:20 (104 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 104 kg ha⁻¹ de K₂O). Após a colheita de soja, em 27 de fevereiro de 2015, o milho foi semeado nas mesmas parcelas e fertilizado com 330 kg ha⁻¹ de NPK 4:30:16 (13,2 kg N ha⁻¹, 99 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 52,8 kg ha⁻¹ de K₂O). Em 28 de março de 2015, a parcela foi fertilizada com 112,5 kg de N ha⁻¹ como adubação de cobertura.

Nas pastagens do ILP-PD foram alocados bovinos da raça Nelore (*Bois indicus*). O peso total do animal é regulado pela introdução ou remoção de animais de acordo com a oferta de forragem que foi aproximadamente entre 8-10 kg por 100 kg de peso vivo animal.

Tabela 6-2: Histórico de culturas utilizadas em 24 anos de experimento nos diferentes sistemas.*

Ano Agrícola	Lavoura-Pecuária		Lavoura Contínua	
	Cultura	Safrinha	Cultura principal	Safrinha
1991	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Soja cv. Doko	-
1992	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Soja cv. Siriema	-
1993	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Milho BR 2001	-
1994	<i>Andropogon gayanus</i> cv Planaltina		Soja cv. Savana	-
1995	Milho cv. BR 205	-	Milho cv. BR 205	-
1996	Soja cv. Savana	-	Soja cv. Savana	-
1997	Milho cv. BR 205	-	Milho cv. BR 205	-
1998	Soja cv. Celeste	-	Soja cv. Celeste	-
1999	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Soja cv. Milena	-
2000	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Milheto cv. CPAC	-
2001	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Soja cv. Nina	-
2002	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Milheto cv. CPAC	-
2003	<i>Panicum maximum</i> cv. Tanzânia		Soja cv. Raimunda	-
2004	Soja cv. Emgopa 313	-	Soja cv. Emgopa 313	-
2005	Sorgo BR 304	-	Sorgo BR 304	-
2006	Soja cv. Valiosa RR	-	Soja cv. Valiosa RR	-
2007	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Soja cv. Valiosa RR	-
2008	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Milho BRS 1010	-
2009	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Soja cv. Valiosa RR	-
2010	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Milho BRS 1030	-
2011	Soja cv. Valiosa RR	-	Soja cv. Valiosa RR	-
2012	Milho PL 1335	-	Milho PL 1335	-

2013	Soja cv.M 7110	Sorgo cv. BRS 332	Soja cv. BRS 7580	Sorgo cv. BRS 332
2014	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Piatã		Soja cv. M 7110	Milho cv. 30S31 + Payaguás
2015	<i>Brachiaria brizantha</i> cv. Payaguás		**	**

* Adaptado e modificado de Sá (2011)

** Culturas não foram avaliadas nesse estudo

Somatório de fertilizantes aplicados no período: ILP (10,6 t ha⁻¹ de calcário, 459,8 kg N ha⁻¹, 1166 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 927 kg ha⁻¹ de K₂O, 52 kg ha⁻¹ de micronutrientes e 1,5 t ha⁻¹ de gesso); LC (10,6 t ha⁻¹ de calcário, 544,8 kg N ha⁻¹, 2028 kg ha⁻¹ de P₂O₅, 1744,2 kg ha⁻¹ de K₂O, 85 kg ha⁻¹ de micronutrientes e 4,3 t ha⁻¹ de gesso)

6.4.2. Amostragem e Análises de Solo

A amostragem do solo foi realizada em outubro de 2013, 20 dias após o plantio da soja que antecedeu o sorgo (safra 2013-2014). Em cada área, foram coletadas 4 amostras na camada 0-20 cm, compostas por 5 amostras simples, utilizando trado holandês. Ao total foram analisadas quatro repetições por tratamento. Depois da coleta, as amostras foram enviadas para o Laboratório de Matéria Orgânica do Solo da Universidade de Brasília, secas ao ar e peneiradas em malha de 2mm.

a. *Carbono e nitrogênio total (COT e NT)*

Para a determinação das concentrações de C e N total, as amostras de solo foram moídas e peneiradas em malha de 0,149 mm. Foram pesadas subamostras de 200 a 400 µg de solo e submetidas à análise utilizando um espectrômetro de relação de massa isotópica de fluxo contínuo (espectrômetro de massa Finnigan Delta Plus acoplado em um auto-analisador de C e N total Costech EA 1108 – Finnigan MAT, Bremen, Alemanha).

b. *Oxidação do carbono por permanganato de potássio (CL)*

O procedimento foi realizado segundo Blair et al. (1995), adaptado por Shang e Tiessen (1997), onde o carbono lábil (CL) é considerado como o C oxidável pela solução de KMnO₄ 0,033 mol L⁻¹. Para isso, foi pesado 1 grama de TFSA passado na peneira com malha de 0,5 mm, colocado em tubos de 50 mL enrolados com papel alumínio para evitar a fotoxidação do permanganato. Foram adicionados 25 mL da solução de KMnO₄

0,033 mol L⁻¹, agitados por 1 hora, e em seguida centrifugados por 5 minutos. Após a centrifugação foi pipetado 1 mL do sobrenadante em balões volumétricos de 250 mL, completando seu volume com água destilada. Foi realizada a leitura das amostras no espectrofotômetro em comprimento de onda de 565 nm. A curva padrão foi feita para determinação do CL, a partir de uma solução contendo 0,00060 mol L⁻¹ de KMnO₄. Para cada ponto da curva foram pipetadas, em 5 balões de 100 mL, as quantidades correspondentes à: 13,3; 16,67; 18,67; 20,0; e 22,0 mL de solução de 0,00060 mol L⁻¹ de KMnO₄ completando o volume com água destilada. Para a construção da curva de concentração de carbono, assumiu-se que 1 mM de MnO₄ é consumido na oxidação de 0,75 mmol ou 9 mg de carbono.

c. *Fracionamento físico-granulométrico*

O fracionamento físico granulométrico foi realizado segundo Cambardella e Elliot (1992). Vinte gramas de terra fina seca ao ar (TFSA) passada na peneira de 2 mm foram colocados em frascos do tipo snap-cap de 250 mL, em seguida adicionados 80 mL de solução de hexametáfosfato de sódio (5 g L⁻¹), agitado por 16 h em agitador horizontal a 150 batidas por minuto. Após a agitação, o material foi passado em peneira de 53µm, com auxílio de jatos de água e o material retido na peneira foi seco em estufa a 50 °C até atingir peso constante e em seguida moído em gral de porcelana até passar em peneira de 0,149 mm, para avaliação do teor de C orgânico total da fração particulada (COP). O C foi determinado por combustão seca em analisador Perkin Elmer Series II CHNS/O 2400 no Laboratório de Solos da Embrapa Cerrados. O carbono associado aos minerais (COAM) foi obtido pela diferença entre o COT e o COP.

d. *Carbono da biomassa microbiana*

A determinação do carbono da biomassa microbiana (CBM) foi realizada pelo método de irradiação-extração, proposto por Islam e Weil (1998), onde foram pesadas seis sub-amostras de 10 g de solo (três irradiadas e três não irradiadas). As amostras foram irradiadas em forno de micro-ondas por período de 137 segundos. A extração foi realizada com 80 ml de sulfato de potássio 0,5 mol L⁻¹ por amostra. As amostras foram agitadas em agitador horizontal por 30 minutos a 150 rpm. Logo após, foram deixadas em repouso por 30 minutos para decantação dos sedimentos. O sobrenadante foi passado em filtro de passagem lenta (8 µm). Foi utilizada uma alíquota de 8 ml do extrato filtrado para a determinação do CBM. Foram adicionados 2 mL de dicromato de potássio 0,066 mol L⁻¹

¹ e 10 ml de ácido sulfúrico concentrado. Após agitação manual, as amostras ficaram em repouso por mais 30 minutos para esfriar e foi adicionado 50 mL de água destilada. Como indicador foi utilizado o Ferroin (1,485 g de Orto-Fenantrolina + 0,695 g de Sulfato Ferroso em 100 mL de água) e posterior titulação, com sulfato ferroso amoniacal 0,033 mol L⁻¹. A concentração de CBM determinada pela diferença entre C extraído de amostras de solo irradiadas e não irradiadas, usando um fator de correção (k_C) de 0,33 (MENDONÇA; MATOS, 2005).

e. *Fracionamento químico da matéria orgânica do solo (Substâncias húmicas)*

Para o fracionamento químico da MOS, foi utilizada a técnica de solubilidade diferencial (SWIFT, 1996). Foram pesados 2 g de TFSA e adicionados 40 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹. O material foi agitado por 4 horas a 80 rpm e permaneceu em repouso por 12 horas. Posteriormente, foi centrifugado a 4.000 giros por 30 min, onde o sobrenadante foi recolhido e reservado em recipiente separado. Foram adicionados novamente 40 mL de NaOH ao material retido nos mesmos tubos de centrífuga. Em seguida o material foi agitado por 2,5 horas a 80 rpm e foi centrifugado a 4000 giros por 30 minutos. O sobrenadante foi adicionado ao que estava reservado, formando assim um extrato alcalino no copo descartável contendo as frações ácido húmico (AH) e ácido fúlvico (AF). Considera-se que a fração humina (HUM) é o precipitado retido nos tubos de centrífuga de 50 mL. Este precipitado foi cuidadosamente transferido para beakers de 50 mL, utilizando água destilada com mínimo de líquido possível (± 10 ml), aquecido em estufa a 55-65°C (até a secagem completa). O pH do extrato alcalino foi ajustado para 1,0-1,5, pela adição de gotas de solução de H₂SO₄ concentrado. Após o ajuste do pH o extrato foi centrifugado por 20 minutos a 4.000 giros para separação do AH e AF. O sobrenadante corresponde ao AF e foi transferido para outro tubo de centrífuga. Ao precipitado que corresponde ao AH foi adicionado 30 mL de NaOH 0,1 mol L⁻¹, homogeneizado e o volume foi completado com água destilada para 50 mL.

A determinação dos teores de carbono nos extratos das frações AF, AH e HUM foi realizada por meio da oxidação do C com dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) 0,042 mol L⁻¹ para AF e AH e 1 mol L⁻¹ para HUM, e titulados com sulfato ferroso amoniacal (Fe(NH₄)₂(SO₄)₂6H₂O) de acordo com a metodologia de Yeomans e Bremmer (1988), onde as amostras são aquecidas a 150°C em tubos de ensaio em bloco digestor. Foi calculado o índice de humificação (IH), proposto por Labrador Moreno (1996), pela fórmula $IH = [(AH + AF + HUM)/COT] \times 100$.

f. *Carbono inerte (CI)*

Para quantificação do carbono inerte foi utilizada a metodologia proposta por Jackson (1958) que utiliza peróxido de hidrogênio (H_2O_2) a 30% (v/v) para oxidar todo o carbono orgânico da amostra. Foi pesado 1 g de solo e adicionado peróxido de hidrogênio. As amostras foram submetidas ao calor em placa aquecedora a 70°C até a secagem de todo material. As amostras foram recoletadas e pesadas para quantificar a diferença de massa após a reação com a solução de peróxido de hidrogênio. Após a pesagem, as amostras foram maceradas em grau e analisadas para quantificação do carbono total utilizando o analisador elementar Perkin Elmer Series II CHNS/O 2400 no Laboratório de Solos da Embrapa Cerrados. A quantificação do carbono total não oxidável (inerte) foi calculada pela concentração de carbono total obtida após a reação de oxidação do solo com o H_2O_2 e a diferença de massa do solo antes da oxidação.

g. *Teores de carbono e nitrogênio em macro e microagregados*

Para essa análise, foi realizada uma coleta de solo específica, realizada em janeiro de 2015. As amostras de solo foram coletadas em mini-trincheiras segundo metodologia proposta por Madari et al. (2005) para quantificação de carbono em diferentes classes de agregados estáveis em água. Em cada parcela, em quatro pontos aleatórios foram abertas mini-trincheiras. Ainda no campo essas amostras foram passadas em peneira de malha de 19 mm, com o intuito de preservar as características estruturais desse solo. Após o peneiramento em campo, esse material foi acondicionado em recipientes de plástico e levados para laboratório para secarem ao ar e a sombra. Posteriormente foram submetidos a análise de estabilidade de agregados em água, com o agitador de oscilação vertical (Agitador de peneiras de Yoder), segundo método proposto pela Embrapa (1997).

Após a separação das classes de agregados, foram utilizadas duas classes para quantificação de carbono total em macroagregados (> 25 mm) e microagregados (< 25 mm). Também foi calculado o diâmetro médio ponderado (DMP) dos agregados pelo método de Kemper e Rosenau (1986). Para a determinação do carbono total foram agrupadas amostras em macroagregados e microagregados. A quantificação do carbono foi feita por combustão via seca em analisador elementar Perkin Elmer Series II CHNS/O 2400 no Laboratório de Solos da Embrapa Cerrados.

6.4.3. Emissões de N₂O Acumuladas

A amostragem de ar para determinação dos fluxos de N₂O foi realizada de 21 de março de 2014 a 12 de agosto de 2015, correspondendo a 114 datas de medições entre um período de 509 dias (Figura 6-1). Os fluxos de N₂O foram quantificados pelo método da câmara estática (MOSIER et al., 2006; ALVES et al., 2012). As câmaras estáticas, quatro em cada parcela, foram colocadas aleatoriamente em cada tratamento. Amostras de ar das câmaras foram recolhidas no tempo 0, imediatamente após o fechamento das câmaras, e após 15 e 30 minutos do fechamento. As medições de temperatura interna das câmaras foram feitas a cada momento de amostragem com auxílio de termômetros digitais.

A concentração de N₂O foi determinada por cromatografia gasosa (Trace GC Ultra, Thermo Scientific) com coluna "Porapak Q" e detector de captura de elétrons no Laboratório de Cromatografia Gasosa da Embrapa Cerrados. Os fluxos de N₂O (F N₂O) foram medidos pela variação linear da concentração de gás em relação ao tempo de incubação nas câmaras de amostragem e calculado pela fórmula: $F_{N_2O} = [(\Delta C / \Delta t) \times (V / A) \times (M / V_m)]$, onde F N₂O é o fluxo de N na forma de N-N₂O (mg N- N₂O m⁻² h⁻¹); $\Delta C / \Delta t$ é a alteração na concentração de N₂O na câmara durante o intervalo de tempo de incubação, em nmol / h x L (ar); V e A são respectivamente o volume da câmara e a área do solo coberta pela câmara (m²); M é o peso molecular de N₂O e V_m é o volume molar do gás à temperatura de amostragem. O volume de ar molecular foi corrigido para a temperatura dentro da câmara (T) durante a amostragem, multiplicando seu valor por um fator de $22,4 \times [(273/(273+T))]$. Os valores negativos (influxos) foram obtidos quando houve uma diminuição da concentração de N₂O ao longo dos 30 minutos de incubação.

As emissões cumulativas foram estimadas traçando os valores médios dos fluxos de N₂O e a escala de tempo em um gráfico, e calculando a área resultante sob a curva por interpolação, usando o software Sigmaplot® Versão 10 (Systat Software Inc., Chicago, EUA, 2007).

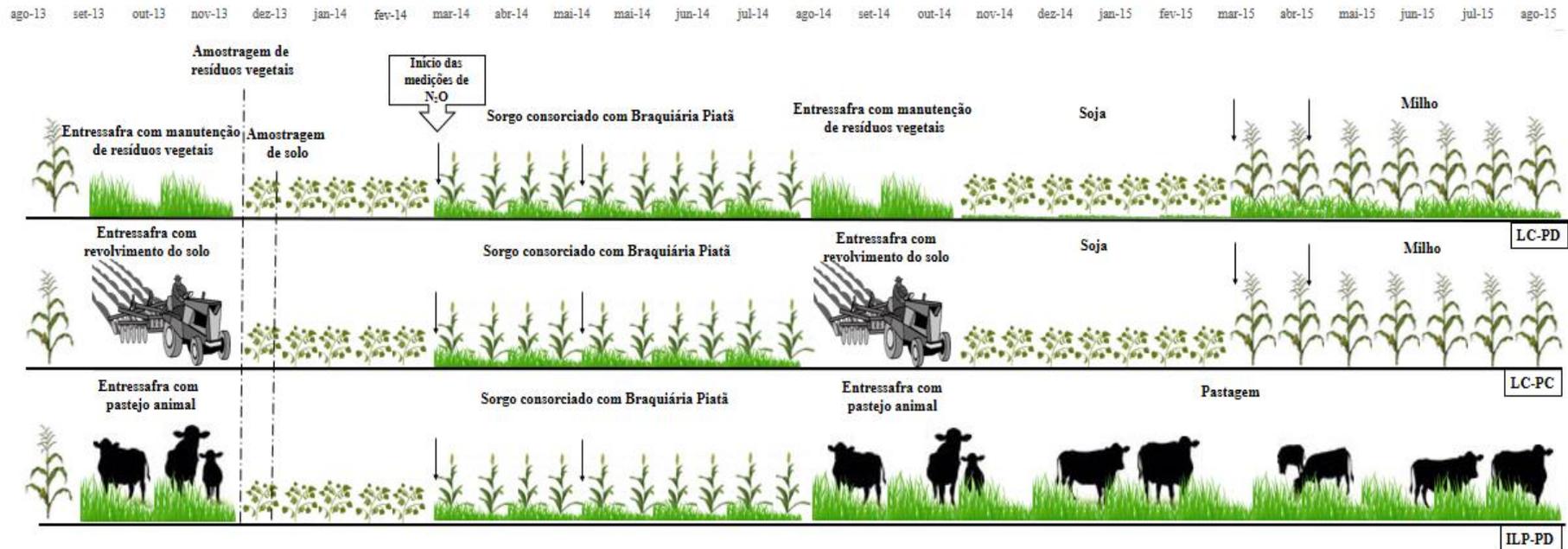


Figura 6-1: Esquema representativo da sequência de culturas do experimento, indicando as amostragens de resíduos vegetais e solo (setas pontilhadas longas) e os eventos de fertilização (setas pontiagudas) durante o período de amostragem de N₂O nos diferentes sistemas agrícolas: lavoura contínua com plantio convencional - LC-PC; lavoura contínua sob plantio direto – LC-PD; e sistema de integração lavoura-pecuária sob plantio direto – ILP-PD.

6.4.4. Análise Estatística

As análises foram realizadas utilizando o GLIMMIX de SAS e as médias foram comparadas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$). A análise estatística descritiva também foi realizada para os atributos de matéria orgânica do solo, e os boxplots foram utilizados para avaliar a normalidade da distribuição dos dados em cada área.

Análise de componentes principais (ACP) também foi realizada em uma matriz com 16 linhas compostas pelos locais/repetições - 4 repetições por área estudada - (LC-PD, LC-PC e ILP-PD) e 4 repetições da área de referência (CER) - e 15 colunas compostas pelos atributos da matéria orgânica (COT, NT, CBM, CL, CI, COP, COAM, C-MACRO, C-MICRO, N-MICRO, N-MACRO, DMP, AF, AH, HUM) e emissão de N_2O acumulada em 509 dias. A ACP foi utilizada para relacionar os fluxos de N_2O acumulado com as frações orgânicas do carbono baseado nas combinações lineares da variável original em eixos ortogonais independentes. Esta análise foi realizada para identificar quais frações de carbono do solo mais afetaram os fluxos de N_2O no solo, utilizando software XLSTAT.

6.5. RESULTADOS

6.5.1. Carbono e Nitrogênio Total e Frações da Matéria Orgânica do Solo

a. Carbono e nitrogênio total

Os teores de carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) são apresentados na Figura 6-2. O CER teve o maior teor de COT no solo ($26,32 \text{ g kg}^{-1}$). O ILP-PD e o LC-PD apresentaram uma condição intermediária ($25,31$ e $24,53 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente), sendo o ILP-PD o sistema que mais se aproximou da área nativa. O LC-PC foi o sistema que resultou no menor teor de COT ($19,81 \text{ g kg}^{-1}$), sendo diferente dos demais sistemas ($P < 0,05$).

O sistema integrado ILP-PD ($1,58 \text{ g kg}^{-1}$) teve teores de NT similares ao do solo de CER ($1,50 \text{ g kg}^{-1}$) e superiores aos do solo nos sistemas sob lavoura contínua. As lavouras contínuas foram similares entre si e apresentaram os menores teores de NT no solo ($1,26 \text{ g kg}^{-1}$ no LC-PC e $1,29$ no LC-PD g kg^{-1}).

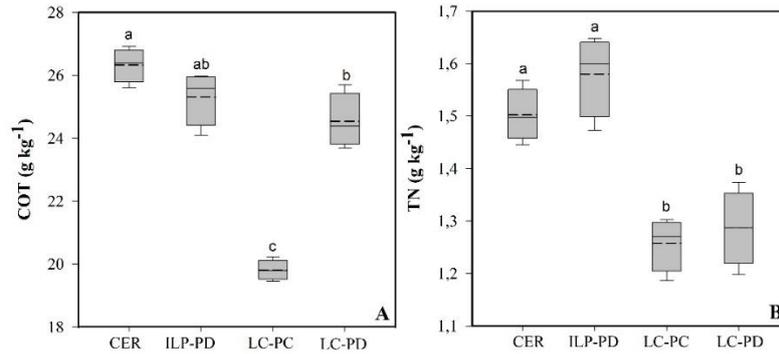


Figura 6-2: A. Carbono orgânico total (COT) e B. nitrogênio total (NT) nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).

b. Frações lábeis da MOS

O CER apresentou os maiores teores de carbono da biomassa microbiana (CBM) no solo ($320,13 \text{ mg kg}^{-1}$), o ILP-PD resultou em teores intermediários ($239,94 \text{ mg kg}^{-1}$) e os sistemas sob lavoura contínua os menores valores de CBM no solo (Figura 6-3A). Em relação ao CER, LC-PC reduziu o CBM em 42% e o ILP-PD reduziu em 25%.

Em relação aos teores de carbono oxidado por permanganato (CL) (Figura 6-3B), o solo de CER apresentou os menores teores ($1,23 \text{ g kg}^{-1}$) comparado aos sistemas agrícolas. Não houve diferença entre o LC-PC e ILP-PD ($P < 0,05$), com médias de $1,61$ e $1,69 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente. O LC-PD foi o sistema que apresentou maior teor de CL no solo ($1,84 \text{ g kg}^{-1}$).

O maior teor de carbono orgânico particulado (COP) no solo foi observado no ILP-PD ($16,43 \text{ g kg}^{-1}$), mas não se diferenciaram do CER com média de $16,02 \text{ g kg}^{-1}$. No solo de CER o COP apresentou alto coeficiente de variação de 42%. A menor média de POC foi observada no CC-CT, com média $10,88 \text{ g kg}^{-1}$, sendo diferente dos outros sistemas agrícolas e CER ($P < 0,05$).

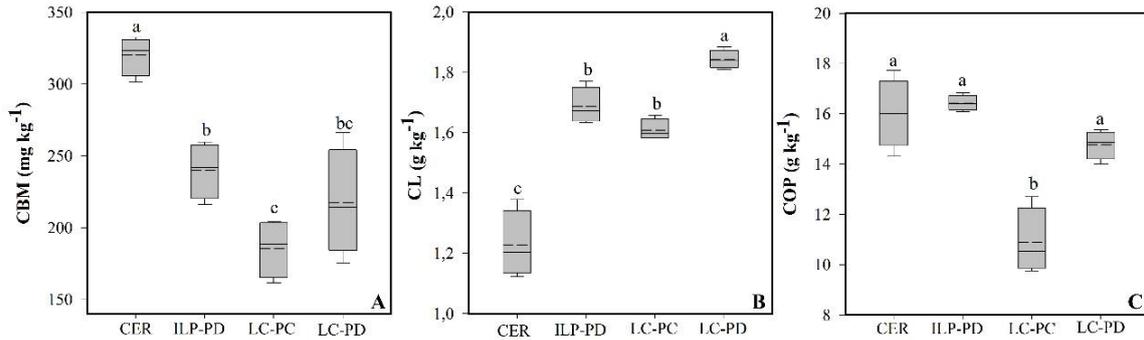


Figura 6-3: A. Carbono da biomassa microbiana em (CBM), B. carbono oxidado por permanganato de potássio (CL) e C. carbono orgânico particulado (COP) nos diferentes usos do solo. Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).

c. Frações estáveis da MOS e suas relações

Os teores de carbono nas frações húmicas são apresentados na Figura 6-4. A fração ácido fúlvico (AF) no solo não apresentou diferenças entre os sistemas agrícolas e o CER ($P < 0,05$). Quanto aos teores da fração ácido húmico (AH) no solo, observa-se que o ILP-PD apresentou a maior média de $4,7 \text{ g kg}^{-1}$, sendo estatisticamente semelhante ao LC-PC com média de $4,12 \text{ g kg}^{-1}$. O CER apresentou a menor média de $3,03 \text{ g kg}^{-1}$.

O CER apresentou o maior teor de carbono na fração humina (HUM) ($7,10 \text{ g kg}^{-1}$) no solo, sendo diferente dos sistemas agrícolas ($P < 0,05$). Os três sistemas agrícolas não apresentaram diferenças entre si. De forma semelhante, o solo de CER apresentou os maiores teores de carbono orgânico associado aos minerais (COAM) ($18,26 \text{ g kg}^{-1}$), e os sistemas agrícolas apresentaram menores médias, variando de $9,38 \text{ g kg}^{-1}$ no LC-PD a $10,40 \text{ g kg}^{-1}$ no LC-PC.

Em relação aos teores de carbono inerte (CI) no solo (Figura 6-4E), verificou-se que o ILP-PD no solo resultou em maior teor médio ($8,20 \text{ g kg}^{-1}$) e o LC-PC menor teor ($5,48 \text{ g kg}^{-1}$), reduzindo em 22% o teor de CI no solo em relação ao solo de CER ($7,02 \text{ g kg}^{-1}$). O CER e o LC-PC não apresentaram diferenças entre si ($P < 0,05$), com médias de $7,02$ e $6,50 \text{ g kg}^{-1}$, respectivamente.

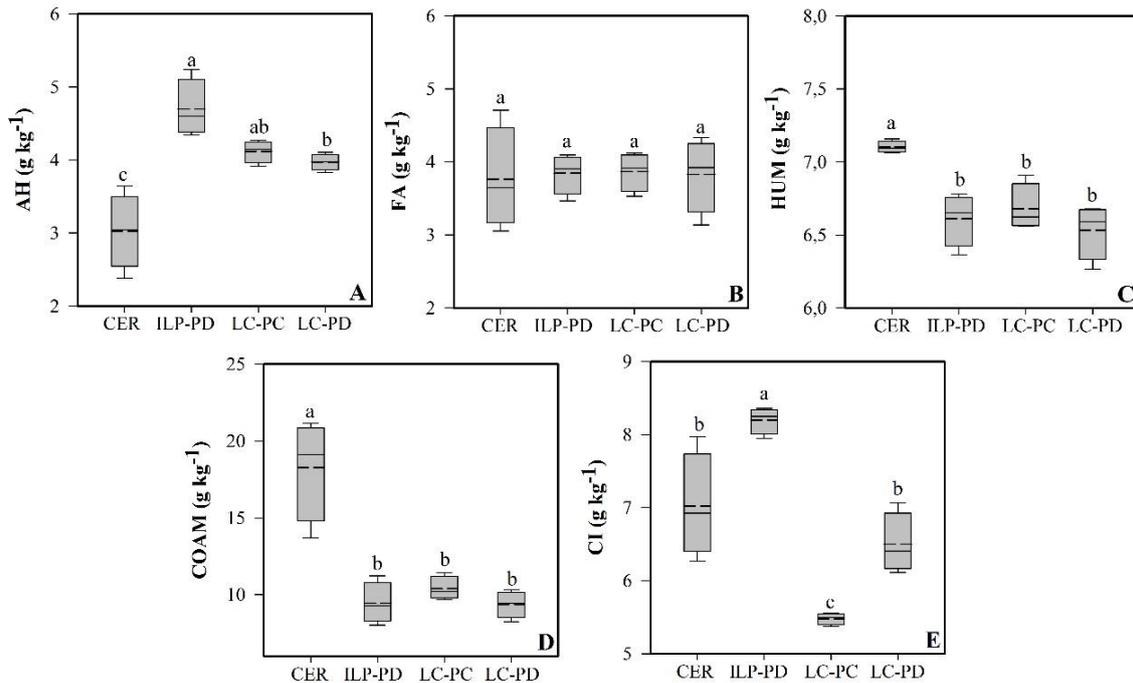


Figura 6-4: A. Ácido húmico (AH), B. ácido fúlvico (AF) C. humina (HUM), D. carbono orgânico associado aos minerais (COAM), E. carbono inerte (CI), nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).

Na Figura 6-5, observa-se que não houve diferença entre os três sistemas agrícolas para a relação AH/AF, entretanto, o CER apresentou a menor relação (0,56), mas não se diferenciou das áreas sob lavoura contínua ($P < 0,05$). O LC-PC foi o sistema que apresentou o maior índice de humificação (IH) com média de 74%. O CER apresentou o menor índice de 53%, e os sistemas ILP-PD e LC-PD apresentaram índices intermediários de 60% e 58%, respectivamente.

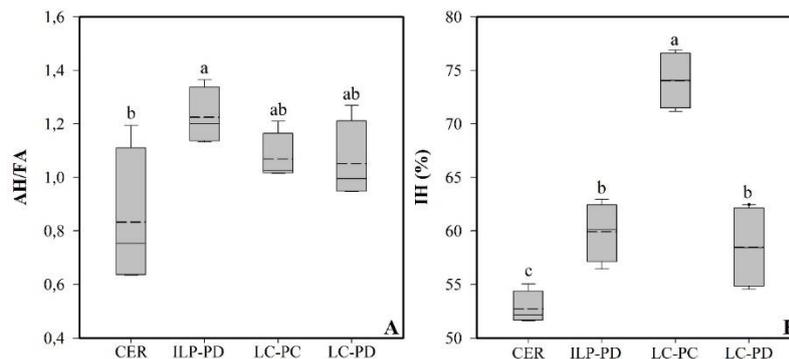


Figura 6-5: A. Relação AH/AF e B. Índice de humificação (IH) nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).

d. Agregação do solo e teores de carbono e nitrogênio em macro e microagregados

O LC-PD apresentou o menor teor de carbono em macroagregados (C-MACRO) ($20,71 \text{ g kg}^{-1}$) do solo, sendo 21% inferior ao CER (Figura 6-6A). Para o carbono em microagregados (C-MICRO) do solo, o ILP-PD teve o maior teor ($20,02 \text{ g kg}^{-1}$), sem diferenças entre os demais sistemas agrícolas. O menor teor foi verificado no CER ($17,34 \text{ g kg}^{-1}$).

O ILP-PD foi o sistema que apresentou os maiores valores de diâmetro médio ponderado (DMP), com média de 4,57 mm. O DMP do ILP-PD foi 17% maior que o do CER (3,90 mm). (Figura 6-6C). As lavouras contínuas apresentaram DMP 30 a 39% inferiores ao solo de CER, com média de 2,37 mm no LC-PC e 2,75 mm no LC-PD.

Em relação aos teores de N nos agregados do solo foi observado que os maiores teores de N foram observados no solo dos sistemas agrícolas, tanto em macroagregados (N-MACRO) quanto nos microagregados (N-MICRO). Nos resultados de N-MACRO observou-se que o LC-PC apresentou o maior teor ($18,42 \text{ g kg}^{-1}$), sendo superior ao solo de CER em 10%. O LC-PD apresentou o menor teor para N-MACRO ($P < 0,05$). Para os resultados de N-MICRO, o ILP-PD e o LC-PD foram os que apresentaram maiores teores que o CER ($P < 0,05$).

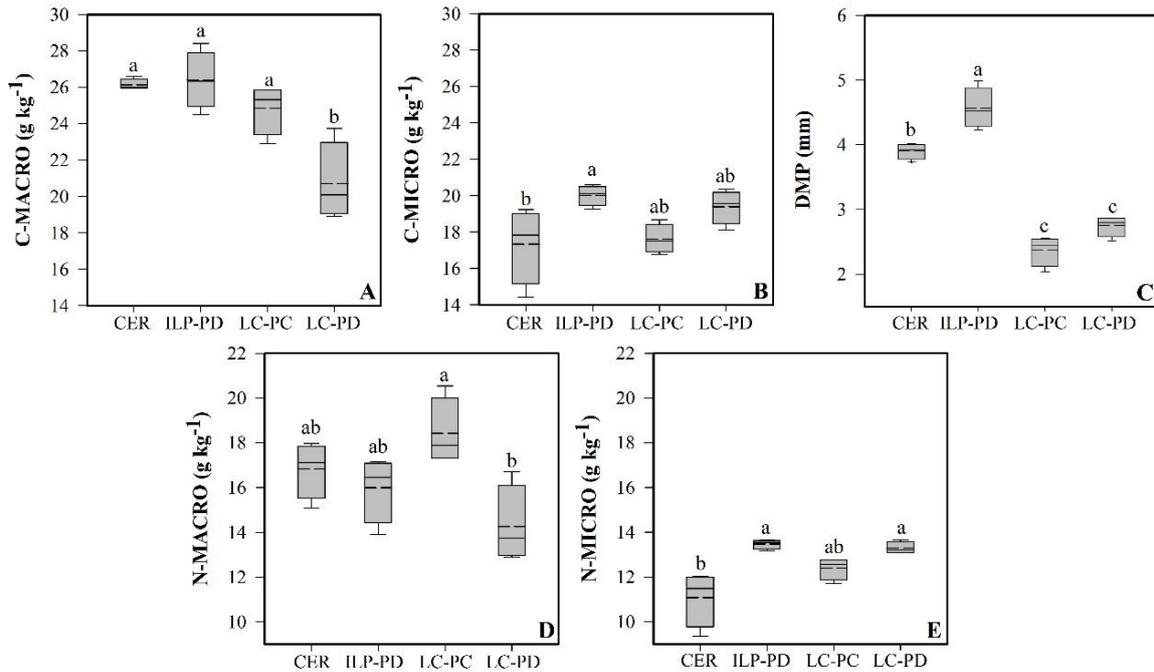


Figura 6-6: A. Carbono em macroagregados (C-MACRO), B. carbono em microagregados (C-MICRO), C. diâmetro médio ponderado (DMP), D. nitrogênio em macroagregados (N-MACRO) e E. nitrogênio em microagregados (N-MICRO) nos diferentes usos do solo – Cerrado (CER), integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC) e lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD). Letras diferentes acima dos boxplots indicam diferença estatística entre os sistemas pelo teste de Tukey-Kramer ($P < 0,05$).

6.5.2. Fluxos de N₂O e Relação entre Emissões Acumuladas e Frações de Carbono no Solo

Na Figura 6-7 observa-se a dinâmica das emissões de N₂O e o acumulado para o período de um ano e meio, as quais foram relacionadas com as diferentes frações de C no solo (Figura 6-8). O LC-PC foi o sistema que resultou em maiores fluxos de N₂O ao longo de 509 dias, com emissão acumulada de 4,56 kg ha⁻¹, enquanto no sistema LC-PD a emissão no período avaliado foi de 3,73 kg ha⁻¹. O sistema agrícola que resultou em menor fluxo de N₂O no solo foi o ILP-PD (1,75 kg ha⁻¹). O CER apresentou a menor média acumulada de N₂O (0,63 kg ha⁻¹), sendo o ILP-PD o que mais se aproximou estatisticamente da área de referência.

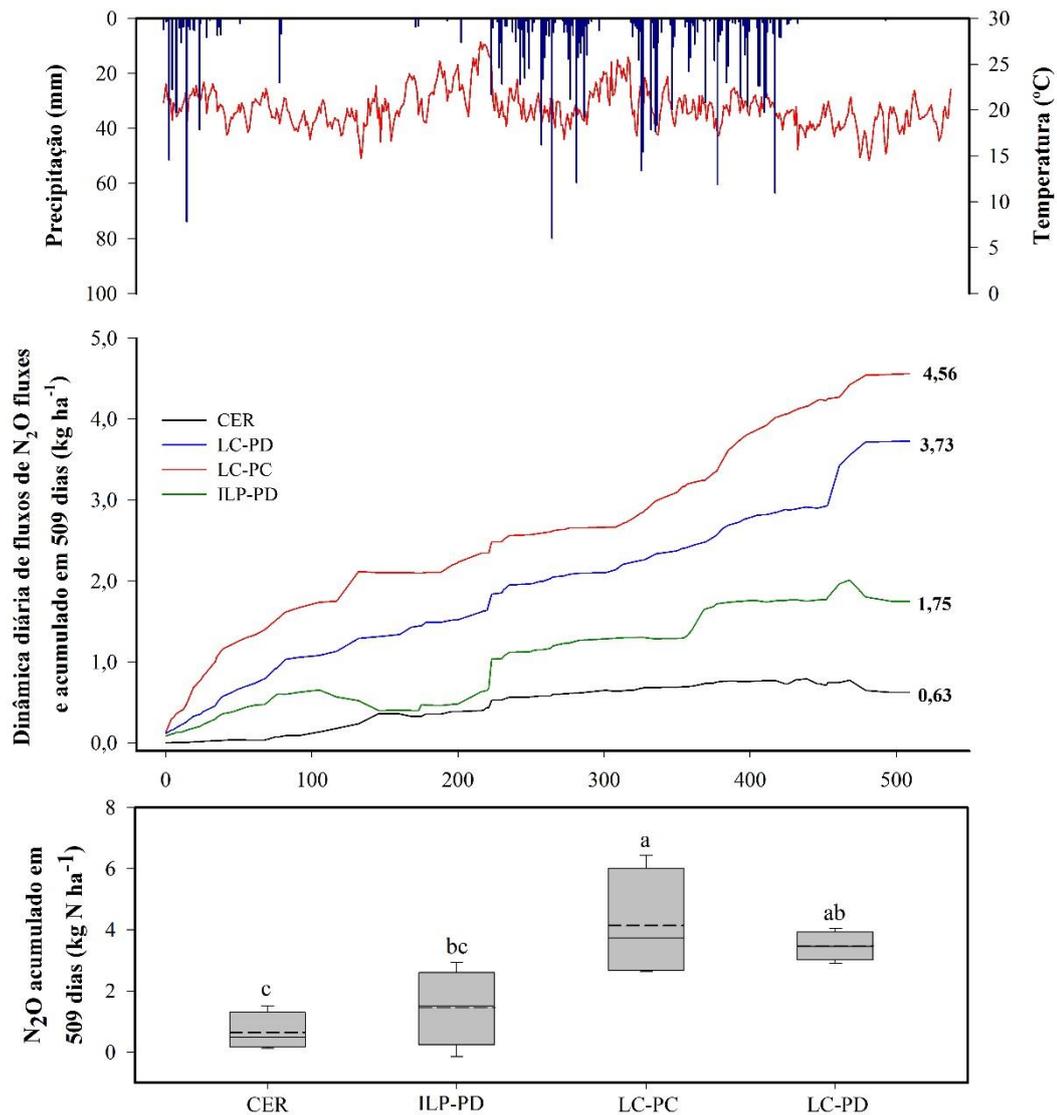


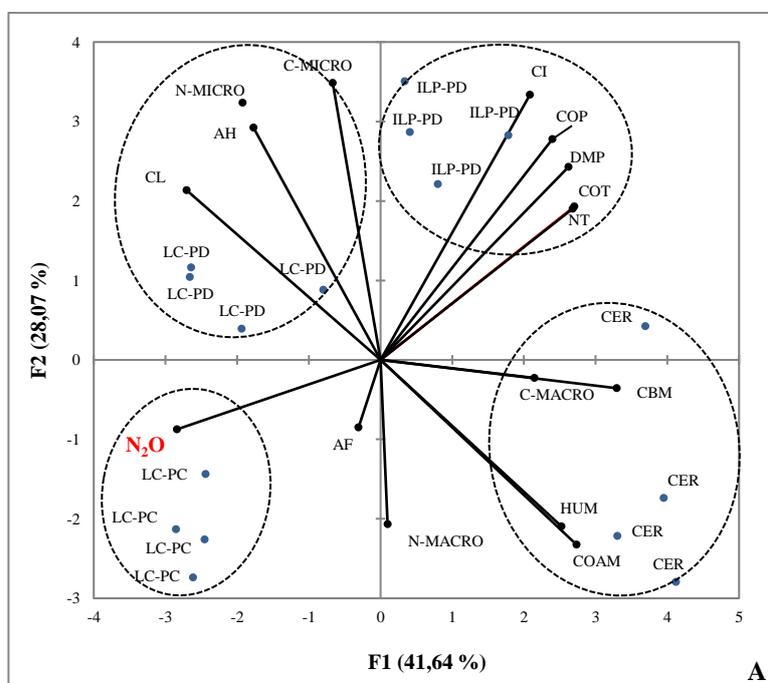
Figura 6-7: Precipitação (mm) e média de temperatura do ar (°C); dinâmica diária de fluxos de N₂O e acumulado após 509 dias; boxplot do N₂O acumulado. As letras minúsculas acima dos boxplots indicam diferença estatística pelo de Tukey-Kramer ($p < 0,05$).

Duas análises de componentes principais (APC) foram realizadas. Na primeira foram considerados todos os sistemas estudados (Figura 8A). Na segunda APC foram estudados apenas os agroecossistemas e foi considerado para o período em que todos os sistemas estavam sendo cultivados com a mesma cultura (sorgo) (Figura 8B).

Na primeira APC, realizada com os dados de frações da MOS e N₂O acumulado em 509 dias (Figura 6-8), revelou que os dois primeiros fatores explicaram 69,71% da variabilidade total dos dados, dos quais 41,64% foram explicados pelo fator 1 e 28,07% pelo fator 2.

Observa-se que o fator 1 está associado há um gradiente de MOS nas áreas, enquanto o fator 2 parece estar relacionado com a agregação e estrutura do solo. O fator 1 está correlacionado principalmente com as variáveis CBM, COAM e HUM com autovetores positivos, e pelo N₂O e CL com autovetores negativos. O fator 2 correlacionou-se com as variáveis DMP, C-MICRO, N-MICRO e COP, todas com autovetores positivos. Observa-se um agrupamento das áreas em relação aos quadrantes do gráfico biplot. A emissão de N₂O acumulada agrupou-se no mesmo quadrante que o LC-PC, sendo oposto ao sistema ILP-PD, que se correlacionou com a agregação do solo (DMP) e teores de C e N totais.

Na segunda PCA, excluindo-se os dados da área de referência e considerando apenas os resultados do N₂O acumulado no período de cultivo do sorgo, os resultados revelaram que os dois primeiros fatores explicam 66,09% da variabilidade, sendo 46,20% explicados pelo fator 1 e 19,89% pelo fator 2. O fator 1 mostra uma clara relação entre a emissão acumulada de N₂O e frações estáveis da MOS, representadas pelo índice de humificação (HI). De forma oposta, verificou-se maior distanciamento vetorial entre o N₂O e frações lábeis da MOS. O sistema convencional foi o que mais expressou essa relação com menores teores de frações lábeis e maiores emissões de N₂O.



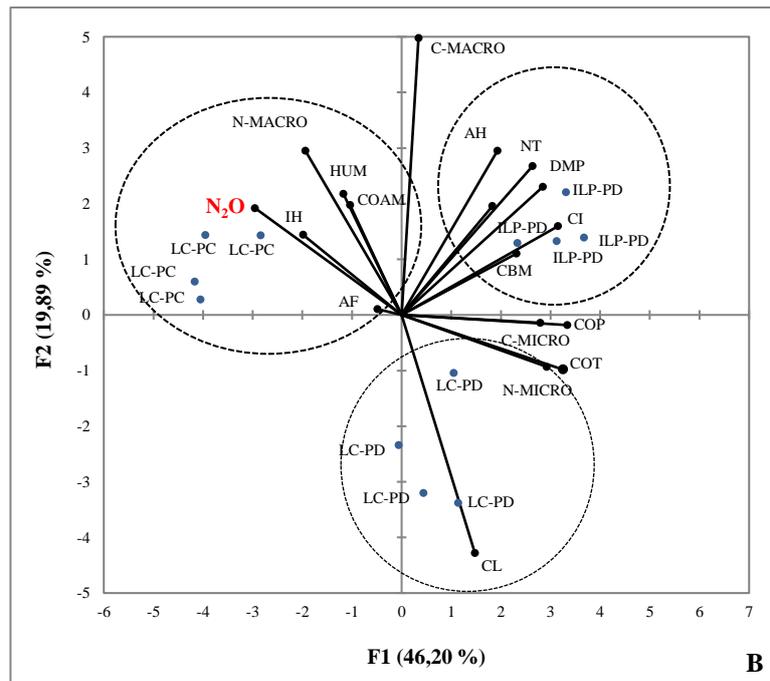


Figura 6-8: Análise de componentes principais (ACP) de frações de carbono do solo e emissões de N₂O acumulado após 509 dias nos diferentes sistemas (A) e ACP das frações de carbono do solo e emissões de N₂O acumulado na fase do sorgo nos sistemas agrícolas (B). Cerrado (CER), lavoura contínua sob plantio convencional (LC-PC), lavoura contínua sob plantio direto (LC-PD) e integração lavoura-pecuária sob plantio direto (ILP-PD)

6.6. DISCUSSÃO

6.6.1. Fracionamento de Carbono no Solo

As frações de carbono no solo se acumularam de forma diferenciada nos sistemas agrícolas. A dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) é influenciada pelo manejo, preparo do solo, fertilizantes, plantas de cobertura e os resíduos orgânicos originados das culturas. O preparo convencional do solo favoreceu as maiores perdas de COT, com reduções de 25% no LC-PC em relação ao Cerrado. Os teores de COT obtidos no presente estudo, que variaram de 19 a 26 g kg⁻¹, são semelhantes aos teores obtidos no Cerrado em experimentos de longa duração (FIGUEIREDO et al., 2013; FERREIRA et al., 2016). Os menores teores de COT no sistema com preparo podem ser atribuídos ao aumento da decomposição promovido pelo revolvimento do solo e exposição da MOS protegida nos

agregados (TIVET et al., 2013). Sabe-se que o revolvimento induz os processos de decomposição pela desagregação e exposição do solo (SHEEHY et al., 2015), provocando perdas de carbono (SÁ et al., 2014) e aumentando as emissões de GEE (JANTALIA et al., 2008; BAYER et al., 2015; MARTINS et al., 2015) pela redução da atividade biológica (BABUJIA et al., 2010). Por todos esses efeitos nocivos ao solo, cada vez mais o manejo conservacionista baseado na ausência de preparo (plantio direto) tem sido utilizado. Corbeels et al. (2016) avaliaram os estoques de C em áreas sob plantio direto após 20 anos de adoção e observaram que há uma tendência de saturação de C na camada superficial do solo nesse período. Os autores observaram ainda que depois de um período entre 11 e 14 anos, os estoques retornaram a valores mais elevados que aqueles de solo sob vegetação natural de Cerrado.

Em nosso estudo, o sistema ILP-PD também apresentou tendência de recuperação do C, com valores próximos aos níveis originais da área de referência quando comparado aos demais sistemas agrícolas. Atribui-se a este resultado, o efeito combinado dos resíduos vegetais das culturas agrícolas somados aos resíduos e sistema radicular das forrageiras, que quando comparado à lavoura contínua convencional, apresenta balanço favorável (PIVA et al., 2014). Resultados semelhantes foram observados por Loss et al. (2011), que consideram que o consórcio da braquiária junto à cultura safrinha propicia a deposição de resíduos culturais de degradação mais lenta e, portanto, favorece o acúmulo de C devido a sua maior relação C/N.

No CER e no ILP-PD tiveram teores de nitrogênio total (NT) similares. Esses sistemas apresentaram teores de NT superiores aos sistemas sob lavoura contínua. Este resultado pode ser explicado pelo maior aporte de resíduos orgânicos no solo no ILP-PD, promovido pela alternância de cultivos e a utilização de gramíneas tropicais como as braquiárias, que proporcionam um maior acúmulo de carbono pelo sistema radicular, e consequentemente, maiores teores de N pela formação da MOS.

Sant-anna et al. (2016) realizaram estudo de estoque de C e N na mesma área do presente estudo, concluindo que a longo prazo os sistemas sob CLS e sob lavouras contínuas não apresentam diferenças significativas entre os estoques totais de C e N. Isso indica a importância do fracionamento de carbono no solo, onde podem ser encontradas as maiores diferenças entre os sistemas agrícolas.

A lavoura contínua sob plantio direto foi o sistema que apresentou os maiores teores de carbono oxidado por permanganato (CL) no solo, o que pode estar relacionado com picos elevados de emissão de N_2O nesse sistema durante o ciclo da soja, período no

qual foi coletado o solo. Sá et al. (2014), avaliando diferentes manejos de solo (plantio convencional, preparo mínimo e plantio direto), também observaram que as áreas sob plantio direto apresentam os maiores teores de CL variando de 1,99 a 3,52 g kg⁻¹ na camada superficial do solo (0-25 cm). Os autores atribuíram a alta concentração devido à influência da agregação e proteção da MOS, relacionando o CL com às frações de COP e de CBM, que representam o pool lábil de carbono no solo (CULMAN et al., 2012). Nossos estudos demonstraram que a agregação do solo e o teor de COT estão relacionados (Figura 6-8). Portanto, as frações lábeis, como o CL podem aumentar a formação de agregados e proteger o carbono orgânico do solo (TIVET et al., 2013), favorecendo o acúmulo de C nos diferentes compartimentos da MOS.

O carbono da biomassa microbiana (CBM) foi uma fração que apresentou comportamento oposto ao CL em relação aos sistemas avaliados. Os maiores teores de CBM foram obtidos na área sob vegetação natural, ocorrendo um decréscimo de até 42 % na área sob LC-PC, enquanto os sistemas sob plantio direto apresentaram reduções entre 25 a 32% de CBM em relação ao CER. Os sistemas ILP-PD e LC-PD, por não apresentarem perturbações do solo, aumentam o CBM em comparação aos solos que são revolvidos (STIEVEN et al., 2014). Ferreira et al. (2016) observaram reduções de até 40 % da concentração de CBM na conversão de áreas nativas para sistemas de manejos convencionais de longa duração. Os autores atribuíram essa perda de biomassa microbiana pela falta de substrato prontamente disponíveis nas frações <53 µm, devido a pulverização de macroagregados pelo revolvimento do solo. A determinação do CBM é um parâmetro de alta sensibilidade às mudanças causadas pelo uso do solo (SOUSA et al., 2015), sendo utilizado como indicador de qualidade do solo (MI et al., 2016). No ILP-PD os teores de CBM foram maiores que no LC-PC, o que indica que a manutenção dos macroagregados influencia positivamente na população microbiana.

Outra fração muito sensível ao manejo do solo é o carbono orgânico particulado (COP) (PLAZA et al. 2013; MI et al., 2016), uma vez que seu acúmulo está associado com a recente entrada de material vegetal de rápida disponibilidade para a decomposição pelos microrganismos (DUXBURY et al., 1989). Observou-se no presente estudo que no CER os teores de COP variaram muito devido a diversidade do material vegetal encontrado nas áreas de coletas de Cerrado nativo. O revolvimento do solo interfere nos acúmulos de COT, e conseqüentemente, de COP no solo. Kibet et al. (2016) avaliaram o COP em diferentes formas de preparo de solo em experimento de longa duração (33 anos), e concluíram que solos sob plantio direto apresentam os maiores teores de COP,

confirmando os resultados deste estudo, onde os maiores valores de COP foram verificados nos sistemas LC-PD e ILP-PD. Nesses sistemas, a utilização da braquiária como planta de cobertura na entressafra, proporciona maior acúmulo de COP no solo, o que também foi observado nos estudos de Rossi et al. (2012).

Entre os sistemas LC-PD e ILP-PD, deve-se ressaltar que a única diferença entre eles em sua fase lavoura é que no ILP-PD ocorre o pastejo e a presença de excretas no solo dos animais na entressafra sendo todas as demais práticas semelhantes. A presença do animal interfere no aporte de MOS, reduzindo a abundância de resíduos e pela fragmentação do material vegetal, que influencia nos teores de COP. O pastejo estimula a planta para que haja o rebrote, aumentando o crescimento do sistema radicular e a produção de exsudatos, além de alterar a proporção da parte aérea/raízes e a qualidade do C adicionado (BAYER et al., 2011). Esses exsudatos podem compor as frações lábeis da MOS, e portanto, podem aumentar o acúmulo de C como COP ou CL. Mi et al. (2016), que estudaram diferentes resíduos vegetais aplicados ao solo, observaram que os resíduos provenientes de excretas animais influenciaram os teores de COP no solo devido à sua relação C/N ser mais baixa do que os resíduos de palhada vegetal. A intensidade do pastejo é outro fator que também tem influência no acréscimo de C ao solo, para COT e COP, devido as maiores fontes de C serem os resíduos das forragens ao final do ciclo de pastejo. Assmann et al (2014), em estudo em área de ILP-PD sob longo prazo (15 anos) no sul do Brasil, comprovaram que o pastejo intenso provoca o decréscimo de adição de C anual ao solo em 17 a 33% quando comparados a área sem pastejo. Nicoloso et al. (2008) concluíram que áreas manejadas com pastagem na entressafra (LC-PD), apresentam maior adição de C em relação às áreas de ILP, que apresentam alta frequência de pastejo.

O carbono orgânico associado aos minerais (COAM) é uma fração dependente da quantidade de material orgânico que é transferido da COP e da proteção coloidal exercida pelas superfícies minerais (BALDOCK; SKJEMSTAD, 2000). No presente estudo, a COAM apresentou teores inferiores nos sistemas agrícolas em relação ao CER. Esses resultados demonstram que as proporções das formas mais estáveis de C são maiores onde não há perturbações antrópicas, resultando numa maior estabilização dessa fração de C, por meio de interações organo-minerais (ROSSI et al., 2012). Como sua taxa de ciclagem é mais lenta, a COAM pode ser considerada como um estoque de longo prazo (PINHEIRO et al., 2015). Por ser uma fração mais estável da MOS, a COAM é composta principalmente por substâncias húmicas, exercendo papel significativo na estabilização

dos microagregados (CAMBARDELLA; ELLIOT, 1992). O acúmulo de C nas frações humificadas é dependente das relações altas C/N e lignina/N dos resíduos vegetais, as quais possuem decomposição mais lenta, favorecendo o aumento de frações recalcitrantes no solo (ZHONGKUI et al., 2010).

Entre as três frações humificadas, a fração húmica (HUM) estava presente em maior quantidade no COT, variando de 26 a 33% entre os sistemas. Os resultados os dados obtidos por Silva et al. (2011) também reportam maiores valores de HUM, contribuindo de 45 a 75% do COT. A predominância da HUM está relacionada a sua insolubilidade e resistência a biodegradação, favorecida pela formação de complexos argilo-húmicos estáveis (SANTOS et al., 2013). Em solos argilosos, como os da área experimental, o teor de HUM é maior do que as outras frações devido a matriz rica em argilominerais, e conseqüentemente, maior quantidade de sítios para interação organo-mineral. A área nativa foi a que apresentou o maior teor de HUM, enquanto os três sistemas agrícolas não se diferenciaram. Entretanto, o teor de HUM para o LC-PC representa 33% do COT, enquanto para os outros sistemas foram de 26%, indicando que o LC-PC apresenta um elevado índice de humificação (Figura 6-5B). Esse resultado demonstra que apesar de menor teor de COT no LC-PC quando comparados aos outros sistemas, a maior parte do C nesse sistema está humificada na forma de HUM, sendo que os resíduos orgânicos lábeis foram rapidamente mineralizados, promovidas pela quebra de agregados no preparo do solo, formando um depósito prontamente disponível de C no solo (FIGUEIREDO et al., 2013).

O ácido húmico (AH) é uma fração intermediária no processo de estabilização dos compostos húmicos, sendo considerados como um marcador do processo de humificação e reflete o uso e o manejo do solo. A acumulação de AH está relacionada com a entrada de carbono fresco ao sistema (SANTOS et al., 2013) e com as baixas concentrações de lignina da cobertura vegetal (SANTOS et al., 2014). Os menores teores de AH no CER podem ser decorrentes da sua vegetação que é rica em lignina em comparação aos sistemas agrícola. A fração AF é considerada mais móvel em relações às outras frações húmicas por apresentar menor peso molecular e maior densidade de grupamentos carboxílicos, sendo mais solúvel, principalmente em solos ácidos como os do Cerrado. Diferentemente do observado nesse estudo, Silva et al. (2011) verificaram que o AF foi superior na área nativa quando comparado às áreas sob pastagem, plantio direto e integração lavoura-pecuária.

A relação ácido húmico/ácido fúlvico (AH/AF) (Figure 6-5A) é usada como indicador de qualidade das substâncias húmicas, permitindo expressar o grau de evolução da humificação bem como avaliar a capacidade de mobilidade do C no solo (KONONOVA, 1982). No presente estudo, a proporção de AH/AF nas áreas agrícolas variou entre 0,9 e 1,1, indicando que o solo está em um processo intermediário de humificação por apresentar intensa mineralização dos resíduos vegetais. No CER essa proporção foi baixa (0,56). Estes resultados permitem inferir que ao longo dos 23 anos do experimento, a intensa deposição de resíduos vegetais favoreceram o incremento da fração AH no solo devido a cobertura vegetal apresentar baixos conteúdos de lignina quando comparados aos do Cerrado.

Na região do Cerrado há uma grande quantidade de carbono inerte (CI), na forma de carvão, provenientes de queimadas, típicas dessa região. Entretanto, a incorporação de áreas nativas para produção agrícola reduziu em até 22% o teor de CI nas lavouras contínuas. No sistema ILP-PD houve um acréscimo de 15% nessa fração. Jantalia et al. (2007) encontraram uma redução de 35% do teor de CI com a adoção de sistemas agrícolas, tanto convencionais quanto conservacionistas, em relação ao Cerrado nativo. Os autores sugerem que a proporção de CI é derivada da concentração coloidal de matéria orgânica do solo, que provavelmente seria a mais recalcitrante (frações húmicas). Os resultados do nosso trabalho mostram que o sistema ILP-PD tem a tendência de formação de ácido húmico, o que pode estar relacionado com a maior concentração de CI nessas áreas.

As frações lábeis da MOS são fundamentais para a ciclagem de carbono entre os compartimentos e para a ciclagem de nutrientes a curto prazo, mas também contribuem para a formação e estabilização de agregados (SANTOS et al., 2013). A utilização de braquiária nos sistemas agrícolas vem sendo considerada como um importante fator que favorece a agregação do solo (LOSS et al., 2011; SALTON et al., 2014). Os resultados desse estudo demonstram que o ILP-PD apresentou maiores proporções de agregados, tendo o diâmetro médio ponderado (DMP) de 4,57 mm. Atualmente, há um consenso que solos com maior agregação apresentam melhor qualidade do solo do que aqueles com características semelhantes e menor agregação, devido à proteção física do carbono proporcionada pela agregação (SALTON et al., 2014).

Finalmente, os resultados de carbono em microagregados (C-MICRO), juntamente com os de DMP, indicam que o ILP-PD apresenta a maior agregação do solo entre os sistemas avaliados e um pool de C nos microagregados maior do que os da área

nativa. Segundo Tivet et al. (2013), a maior concentração de frações orgânicas lábeis pode aumentar a formação de agregados, e assim proteger física e quimicamente o C do solo, impedindo sua perda para a atmosfera. Isso demonstra o potencial do sistema ILP para mitigação de GEE, como o N₂O.

6.6.2. Emissão de N₂O e Relação com Estabilização do Carbono no Solo

Vários estudos indicam que a MOS está relacionada com a emissão de N₂O (KONG et al., 2009; MORLEY; BAGGS, 2010; BHATTACHARYYA et al., 2013). Em nosso estudo, apesar de apresentar os maiores valores de COT, CBM, HUM e COAM, o Cerrado foi a área que apresentou o menor valor de emissão de N₂O acumulado (0,65 kg ha⁻¹). Sua baixa emissão em relação aos sistemas agrícolas pode ser justificada, entre outros fatores, pela menor labilidade do carbono e pelo baixo potencial de desnitrificação (BLAIR et al., 1995). O Cerrado nativo apresenta aporte constante de resíduos, que associado ao não revolvimento do solo, proporciona maiores estoques de carbono total e também das frações químicas e físicas da MOS (SILVA et al., 2011). Entretanto, os resíduos são de alta resistência a decomposição, por se tratarem de material mais lignificado e maior nível de recalcitrância. Segundo Harbone (1997), a eficiência de utilização pela biomassa microbiana de frações de decomposição rápida (açúcares) e lenta (celulose), e de frações recalcitrantes (lignina) está na ordem de 60%, 40% e 10%, respectivamente.

As frações mais recalcitrantes, como a HUM e COAM, possivelmente, são responsáveis pelos baixos fluxos de N₂O no solo do Cerrado nativo. Segundo Silva et al. (2011), que avaliaram as frações de carbono no solo e os teores totais de N, a maior parte do N total do solo encontra-se na fração recalcitrante da MOS. Ademais, em solos com maior acúmulo de C nas frações recalcitrantes tem-se menores teores de N disponível para a microbiota do solo, e portanto, uma menor produção de N₂O pelas bactérias nitrificantes e desnitrificantes.

A disponibilidade de carbono é um fator que controla as taxas de desnitrificação, e conseqüentemente, a produção de N₂O. A influência do C na desnitrificação ocorre tanto pela provisão de C para as bactérias desnitrificantes quanto pela estimulação do metabolismo microbiano, que por sua vez aumenta o consumo de O₂ criando condições favoráveis para a desnitrificação (BEAUCHAMP et al., 1989). Os resíduos de culturas com baixa relação C/N, como as leguminosas, também desencadeiam altas taxas de

emissões de N₂O (HUANG et al, 2004; MILLAR et al., 2004), já que são mais fáceis de se decompor e fornecem compostos de N prontamente disponíveis para os microrganismos do solo (MILLER et al., 2008). Morley e Baggs (2010) mostram em seus estudos que a composição dos resíduos vegetais interfere na emissão de N₂O, onde demonstram que essa emissão é favorecida quando os resíduos vegetais são convertidos mais facilmente à carboidratos simples. Wu et al. (2016) observaram também que existe uma relação inversa entre a emissão de N₂O acumulada e a relação C/N da biomassa de diversas culturas, corroborando a relação de emissão observada no nosso estudo nos agroecossistemas avaliados.

Qiu et al (2015), em estudos com matéria orgânica dissolvida e emissões de gases de efeito estufa em solos da China, verificaram que essa fração da MOS e a temperatura do solo apresentam relação positiva com a emissão de N₂O do solo. Portanto, em solos tropicais, com teores de argila elevados, esperava-se que as emissões de N₂O fossem mais altas. Entretanto, Meurer et al. (2016) constataram que a formação de microagregados estáveis e a adesão às partículas finas de solo e óxidos de ferro criam uma estrutura no solo que possibilita melhor drenagem e maior aerobiose. Diante desses resultados, observa-se pelo presente estudo que tanto o CER, que apresentou maior teor de COAM e o ILP-PD, que apresentou maior teor de carbono orgânico associado aos microagregados (C-MICRO), são as áreas com menor emissões acumuladas de N₂O. Pode se concluir assim que a difusividade de O₂ no perfil do solo proporcionada pela formação de agregados provoca uma redução na emissão de N₂O (METAY et al., 2007), o que, em tese, explica a menor emissão no ILP-PD. Finalmente, observou-se que o ILP-PD é o sistema agrícola com menor emissão, revelando-se mais sustentável e eficiente nesse aspecto, apresentando um balanço mais favorável à mitigação das emissões de GEE.

6.7. CONCLUSÃO

Apesar dos altos teores de matéria orgânica do solo no Cerrado nativo, a predominância de carbono e nitrogênio em formas estáveis e protegidas fisicamente em agregados reduz a emissão de N₂O em áreas sob vegetação natural. Esses resultados mostram que os sistemas integrados, mesmo em solos argilosos, apresentam potencialmente um balanço de carbono positivo, o que possibilita recomendar este sistema de cultivo como uma alternativa para a mitigação das emissões de GEE. Dentre

os agroecossistemas estudados, observaram-se menores emissões cumulativas de N₂O no sistema integrado (ILP-PD), o que pode ser atribuído à maior acumulação de carbono em suas frações mais estáveis e ocluso em agregados, confirmando a hipótese de que a acumulação de C nas frações mais estáveis do solo, indisponíveis para a microbiota, provoca menores emissões de N₂O para a atmosfera. Esses resultados mostram que os sistemas integrados, mesmo em solos argilosos, apresentam potencialmente um balanço de carbono positivo, o que possibilita recomendar este sistema de cultivo como uma alternativa para a mitigação das emissões de GEE.

Nossos resultados demonstram ainda que o cultivo convencional do solo reduz todas as frações do carbono do solo, diminui a proteção física da matéria orgânica, aumenta o índice de humificação e, como consequência, aumenta a emissão de N₂O para atmosfera.

6.8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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 Biology and Biochemistry**, v. 46, p. 129–135, 2012.

ASSMANN, J. M.; ANGHINONI, I.; MARTINS, A. P.; COSTA, S. E. V. G. A.; CECAGNO, D.; CARLOS, F. S.; CARVALHO, P. C. F. Soil carbon and nitrogen stocks and fractions in a long-term integrated crop–livestock system under no-tillage in southern Brazil **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 52–59, 2014.

BABUJIA, L. C.; HUNGRIA, M.; FRANCHINI, J. C.; BROOKES, P. C. Microbial biomass and activity at various soil depths in a Brazilian oxisol after two decades of no-tillage and conventional tillage. **Soil Biol. Biochem**, v. 42, p. 2174–2181, 2010.

BALDOCK, J. A.; SKJEMSTAD, J. O. Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. **Organic Geochemistry**, v. 31, p. 697–710, 2002.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; DIECKOW, J. Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. **Soil & Tillage Research**, v.161, p. 86–94, 2016.

BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; PICCOLO, M. C.; DIECKOW, J.; SIX, J. Soil nitrous oxide emissions as affected by long-term tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 146, p. 213-222, 2015.

BEAUCHAMP, E. G.; TREVORS, J. T.; PAUL, J. W. Carbon sources for bacterial denitrification. **Advances in Soil Science**, v. 10, p. 113–142, 1989.

BHATTACHARYYA, P.; NAYAK, A. K.; MOHANTY, S.; TRIPATHI, R.; SHAHID, M.; KUMAR, A.; RAJA, R.; PANDA, B. B.; ROY, K. S.; NEOGI, S.; DASH, P. K.; SHUKLA, A. K.; RAO, K. S. Greenhouse gas emission in relation to labile soil C, N pools and functional microbial diversity as influenced by 39 years long-term fertilizer management in tropical rice. **Soil & Tillage Research**, v. 129, p. 93–105, 2013.

BLAIR, G. J.; LEFROY, R. D. B.; LISLE, L. Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. **Australian Journal Soil Research**, v. 46, p. 1459–1466, 1995.

BLUNDEN, J.; ARNDT, D. S. State of the Climate in 2015. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 97, n. 8, p. S1–S275, 2016.

BRASIL. República Federativa do Brasil. **Intended Nationally Determined Contribution Towards Achieving the Objective of the United Nations Framework Convention on Climate Change. Brasilia Ministry of Foreign Affairs**. 2015. Disponível em: <http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRAZIL-iNDC-english.pdf.%20Accessed%2026%20August%202016> Acesso em: 10 ago. 2016

BULLER, L. S.; BERGIER, I.; ORTEGA, E.; MORAES, A.; BAYMA-SILVA, G.; ZANETTI, M. R. Soil improvement and mitigation of greenhouse gas emissions for integrated crop–livestock systems: Case study assessment in the Pantanal savanna highland, Brazil. **Agricultural System**, v. 137, p. 206–219, 2015.

BUSTAMANTE, M. M. C.; MARTINELLI, L. A.; OMETTO, J. P. H. B.; CARMO, J. B.; JARAMILLO, V.; GAVITO, M. E.; ARAUJO, P. I.; AUSTIN, A. T.; PÉREZ, T.; MARQUINA, S. Innovations for a sustainable future: rising to the challenge of nitrogen greenhouse gas management in Latin America. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 9, p. 73–81, 2014.

BUTTERBACH-BALL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIEE, R.; ZECHMEISTER-BOLTENSTERN, S. Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 368, p. 20130122, 2103.

CAMBARDELLA, C.; ELLIOT, E. T. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of American Journal**, v. 56, p. 777-783, 1992.

CARMO, J. B.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. C. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 735-746, 2005.

CARVALHO, A. M.; BUSTAMANTE, M. M. 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. 9, p. 1213-1222, 2016.

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

CARVALHO, A. M.; OLIVEIRA, W. R. D.; RAMOS, M. L. G.; COSER, T. R.; OLIVEIRA, A. D.; PULRONIK, K.; SOUZA, K. W.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L. Soil N₂O fluxes in integrated production systems, continuous pasture and Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems** (online first), 2017.

CORBEELS, M.; MARCHÃO, R. L.; SIQUEIRA NETO, M.; FERREIRA, E. G.; MADARI, B. E.; SCOPEL, E.; BRITO, O. R. Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. **Scientific Reports**, v. 6, p. 21450, 2016.

COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R.; TORRES, A. Q. A.; JANTALIA, C. P. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, p. 195-203, 2010.

CULMAN, S. W.; SNAPP, S. S.; FREEMAN, M. A.; SCHIPANSKI, M. E.; BENISTON, J.; LAL, R.; DRINKWATER, L. E.; FRANZLUEBBERS, A. J.; GLOVER, J. D.; GRANDY, A. S.; LEE, J.; SIX, J.; MAUL, J. E.; MIRKSY, S. B.; SPARGO, J. T.; WANDER, M. M. Permanganate oxidizable carbon reflects a processed soil fraction that is sensitive to management. **Soil Science Society of American Journal**, v. 76, p. 494–504, 2012.

DUXBURY, J. M.; SMITH, M. S.; DORAN, J. W. Soil organic matter as a source and a sink of plant nutrients. In: Coleman DC, Oades JM, Uehara G, editors. **Dynamics of soil organic matter in tropical ecosystems**. Honolulu: University of Hawaii Press; 1989. p.33-67.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro, 212p, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Brasília, 2013. 353p.

FERREIRA, E. A. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; RESCK, D. V. S.; FIGUEIREDO, C. C.; PINTO, A. S.; MALAQUIAS, J. V. Carbon Stocks in Compartments of Soil Organic Matter 31 Years after Substitution of Native Cerrado Vegetation by Agroecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, p. e0150059, 2016.

FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S.; CARNEIRO, M. A. C.; RAMOS, M. L. G.; SÁ, J. C. M. Stratification ratio of organic matter pools influenced by management systems in a weathered Oxisol from a tropical agro-ecoregion in Brazil. **Soil Research**, v. 51, p. 133-141, 2013.

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. O.; SILVA, T. L.; DIAS, N. S.; MATIAS, M. I. S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil & Tillage Research**, v. 126, p. 177–182, 2013.

HARBORNE, F. B. Role of phenolic secondary metabolites in plants and their degradation in nature. In: Cadish G, Giller KE eds. **Driven by nature**. Cambridge, CAB International, 1997, p.67-74.

HUANG, Y.; ZOU, J.; ZHENG, X.; WANG, Y.; XU, X. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C/N ratios. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, p. 973-981, 2004.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 408-416, 1998.

JACKSON, M. L. **Soil Chemical Analysis**. Prentice-Hall, Englewood Cliffs, p. 498., 1958.

JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil & Tillage Research**, v. 95, p. 97–109, 2007.

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, p. 161-173, 2008.

KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: **Methods of soil analysis**. Part 1: physical and mineralogical methods. A. Klute (eds) (Monograph no.9, 2nd edn). ASA, Madison, Wis, America, 1986.

KIBET, L. C.; BLANCO-CANQUI, H.; JASA, P. Long-term tillage impacts on soil organic matter components and related properties on a Typic Argiudoll. **Soil & Tillage Research**, v. 15, p. 78-84, 2016.

KONONOVA, M. M. **Materia orgánica del suelo: Su naturaleza, propiedades y métodos de investigación**. Barcelona, Oikostau, 364p, 1982.

KONG, A. Y. Y.; FONTE, S. J.; VAN KESSEL, C.; SIX, J. Transitioning from standard to minimum tillage: Trade-offs between soil organic matter stabilization, nitrous oxide

emissions, and N availability in irrigated cropping systems. **Soil & Tillage Research**, v. 104, p. 256–262, 2009.

LABRADOR MORENO, J. **La matéria orgânica en los agrosistemas**. Madri, Ministéria Agricultura, 1996. 176p.

LESSA, A. C. R., MADARI, B. E., PAREDES, D. S., BODDEY, R. M., URQUIAGA S., JANTALIA, C. P., ALVES, B. J.R. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannahpastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104-111, 2014.

LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1269-1276, 2011.

MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A.; TORRES, E.; ANDRADE, A. G.; VALENCIA, L. I. O. The effect of no-tillage and crop rotations on soil aggregation and organic carbon accumulation in a Rhodic Ferrasol from Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v. 80, p. 185–200, 2005.

MARCHÃO, R. L.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BROSSARD, M. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop–livestock management systems. **Soil & Tillage Research**, v. 103, p. 442-450, 2009b.

MARCHÃO, R. L.; LAVELLE, P.; CELINI, L.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BECQUER, T. Soil macrofauna under integrated crop-livestock systems in a Brazilian Cerrado Ferralsol. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, p. 1011-1020, 2009a.

MARTINS, M. R.; JANTALIA, C. P.; POLIDORO, J. C.; BATISTA, J. N.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S. Nitrous oxide and ammonia emissions from N fertilization of maize crop under no-till in a Cerrado soil. **Soil & Tillage Research**, v. 151, p. 75-81, 2015.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: Métodos de análises**. Viçosa, MG. Universidade Federal de Viçosa, 170p, 2005.

- METAY, A.; CHAPUIS-LARDY, L.; FINDELING, A.; OLIVERD, R.; ALVES, J. A.; MOREIRA, C. Simulating N₂O fluxes from a Brazilian cropped soil with contrasted tillage practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 140, p. 255–263, 2011.
- MEURER, K. H. E.; FRANKO, U.; STANGE, C. F.; ROSA, J. D.; MADARI, B. E.; JUNGKUNST, H. F. Direct nitrous oxide (N₂O) fluxes from soils under different land use in Brazil—a critical review **Environmental Research Letters**, v. 11, p. 02300, 2016.
- MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D.; REULE, C. A.; LIU, X. J. J. Net global warming potencial and greenhouse gas intensity in irrigated cropping systems in northwestern Colorado. **Journal of Environmental Quality**, v. 35, 584-598, 2006.
- MI, W.; WU, L.; BROOKES, P. C.; LIU, Y.; ZHANG, X.; YANG, X. Changes in soil organic carbon fractions under integrated management systems in a low-productivity paddy soil given different organic amendments and chemical fertilizers. **Soil & Tillage Research**, v. 163, p. 64–70, 2016.
- MILLAR, N.; DUFA, J. K.; CADISCH, G.; BAGGS, E. M. Nitrous oxide following incorporation of improved-fallow residues in the humid tropics. **Global Biogeochemical Cycles**, v, 18, p. GB1032, 2004.
- MILLER, M. N.; ZEBARTH, B. J.; DANDIE, C. E.; BURTON, D. L.; GOYER, C.; TREVORS, J. T. Crop residue influence on denitrification, N₂O emissions and denitrifier community abundance in soil. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 40, p. 2553–2562, 2008.
- MORLEY, N.; BAGGS, E. M. Carbon and oxygen controls on N₂O and N₂ production during nitrate reduction. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 42, p. 1864-1871, 2010.
- NICOLOSO, R. S.; LOVATO, T.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; LANZANOVA, M. E. Balanço de carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2425–2433, 2008.
- PINHEIRO, E. F. M.; CAMPOS, D.V. B.; BALIEIRO, F. C.; ANJOS, L. H. C.; PEREIRA, M. G. Tillage systems effects on soil carbon stock and physical fractions of soil organic matter. **Agricultural Systems**, v. 132, p. 35–39, 2015.

PIVA, J. T.; DIECKOW, J.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A.; MORAES, A.; TOMAZI, M.; PAULETTI, V.; BARTHE, G.; PICCOLO, M. C. Soil gaseous N₂O and CH₄ emissions and carbon pool due to integrated crop-livestock in a subtropical Ferralsol. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 87-93, 2014.

PLAZA, C.; COURTIER-MURIAS, D.; FERNÁNDEZ, J. M.; POLO, A.; SIMPSON, A. J. Physical, chemical, and biochemical mechanisms of soil organic matter stabilization under conservation tillage systems: A central role for microbes and microbial by-products in C sequestration. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 57, p. 124-134, 2013.

PLAZA-BONILLA, D.; ÁLVARO-FUENTES, J.; CANTERO-MARTÍNEZ, C. Identifying soil organic carbon fractions sensitive to agricultural management practices. **Soil & Tillage Research**, v. 139, p. 19–22, 2014.

QIU, Q.; WU, L.; OUYANG, Z.; LI, B.; XU, Y.; WU, S.; GREGORICH, E. G. Effects of plant-derived dissolved organic matter (DOM) on soil CO₂ and N₂O emissions and soil carbon and nitrogen sequestrations. **Applied Soil Ecology**, v. 95, p. 122–130, 2015.

ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. **Revista Ciência Agronômica**, v. 43, p. 38-46, 2012.

RIBEIRO, J.F.; WALTER, B.M.T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S.M.; ALMEIDA, S.P.; RIBEIRO, J.F. (eds). **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília/DF: Embrapa Cerrados/Embrapa Informação Tecnológica, 2008, v.1, p.151-212.

SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z.; SANTOS, J. B. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v. 136, p. 38-50, 2014.

SALTON, J. C.; MERCANTE, F. M.; TOMAZI, M.; ZANATTA, J. A.; CONCENC, G.; SILVA, W. M.; RETORE, M. Integrated crop-livestock system in tropical Brazil: Toward a sustainable production system. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.190, p. 70–79, 2014.

SANT-ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C. P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, p. 1-20, 2016.

SANTOS, D. C.; FARIAS, M. O.; LIMA, C. L. R.; KUNDE, R. J.; PILLON, C. N.; FLORES, C. A. Fracionamento químico e físico da matéria orgânica de um Argissolo Vermelho sob diferentes sistemas de uso. **Ciência Rural**, v. 43, p. 838-844, 2013.

SANTOS, I. L.; CAIXETA, C. F.; SOUSA, A. A. T. C.; FIGUEIREDO, C. C.; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M. Cover plants and mineral nitrogen: effects on organic matter fractions in an oxisol under no tillage in the Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1874-1881, 2014.

SANTOS, I. L.; OLIVEIRA, A. D.; FIGUEREIDO, C. C.; MALAQUIAS, J. V.; SANTOS JÚNIOR, J. D. G.; FERREIRA, E. A. B.; SÁ, M. A. C.; CARVALHO, A. M. 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.

SILVA, E. F.; LOURENTE, E. P. R.; MARCHETTI, M. E.; MERCANTE, F. M.; FERREIRA, A. K. T.; FUJII, G. C. Frações lábeis e recalcitrantes da matéria orgânica em solos sob integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 46, p. 1321-1331, 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.

SHANG, C.; TIESSEN, H. Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density and magnetic fractionations. **Soil Science**, v. 162, p. 795-807, 1997.

SHEEHY, J.; REGINA, K.; ALAKUKKU, L.; SIX, J. Impact of no-till and reduced tillage on aggregation and aggregate-associated carbon in Northern European agroecosystems. **Soil & Tillage Research**, v. 150, p. 107-113, 2015.

SOUSA, R. F.; BRASIL, E. P. F.; FIGUEIREDO, C. C.; LEANDRO, W. M. Soil microbial biomass and activity in wetlands located in preserved and disturbed environments in the Cerrado biome. **Bioscience Journal**, v. 31, p. 1049-1061, 2015.

SWIFT, R.S. Organic matter characterization. In: SPARKS, D.L.; PAGE, A.L.; HELMKE, P.A.; LOEPPERT, R.H.; SOLTANPOUR, P.N.; TABATABAI, M.A.; JOHNSTON, C.T.; SUMNER, M.E. (Ed.). **Methods of soil analysis**. Madison: Soil Science Society American, 1996. p.1011-1020.

TIVET, F.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; MILORI, D. M. B. P.; BRIEDIS, C.; LETOURMY, P.; PINHEIRO, L. A.; BORSZOWSKI, P. R.; HARTMAN, D. C. Assessing humification and organic C compounds by laser-induced fluorescence and FTIR spectroscopies under conventional and no-till management in Brazilian Oxisols. **Geoderma**, v. 207-208, p. 71-81, 2013.

TRIGALET, S.; VAN OOST, K.; ROISIN, C.; VAN WESEMAEL, B. Carbon associated with clay and fine silt as an indicator for SOC decadal evolution under different residue management practices. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 196, p. 1–9, 2014.

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

WU, Y.; LIN, S.; LIU, T.; LIU, T.; WAN, T.; HU, R. Effect of crop residue returns on N₂O emissions from red soil in China. **Soil Use and Management**, v. 32, p. 80-88, 2016.

YEOMANS, J. C.; BREMMER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 19, p. 1467-1476, 1988.

ZHONGKUI, L.; WANG, E.; SUN, O. J. Soil carbon change and its responses to agricultural practices in Australian agro-ecosystems: a review and synthesis. **Geoderma**, v. 155, p. 211-223, 2010.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

No geral, as emissões de N₂O no sistema ILP-PD foram mais baixas do que os sistemas sob lavoura contínua, tanto sob plantio direto quanto convencional. Os resultados também mostraram que os fluxos de N₂O são influenciados, não só pela adubação nitrogenada e pela umidade do solo, como também pelos resíduos de colheitas durante a sucessão safra/safrinha/entressafra e a presença de gramíneas como a Braquiária. A sucessão de culturas, aliada a essas duas co-variáveis, explicam grande parte das diferenças entre os fluxos de N₂O nos diferentes usos da terra avaliados, por interferir diretamente na disponibilidade para a microbiota do solo.

A disponibilidade de C e N para a microbiota também pode ser avaliada pelo acúmulo das frações de carbono no solo. O acúmulo de C em diferentes frações da MOS ajuda a entender a relação entre a emissão de N₂O em sistemas agropecuários submetidos a diferentes sistemas de manejo do solo. Dessa forma, observou-se que nos sistemas onde houve maior acúmulo nas frações estáveis e intra-agregados, menor a disponibilidade para a microbiota, e portanto, menores fluxos de N₂O para a atmosfera foram observados.

Os fluxos de N₂O no ILP foram os que mais se aproximaram da área nativa de referência, mostrando que o ILP se apresenta como uma alternativa de interesse para a consolidação da Agricultura de Baixo Carbono na Agricultura (Programa ABC), como foi proposto pelo Brasil na reunião de Paris em 2015, onde o governo brasileiro se comprometeu a reduzir as emissões de GEE na agricultura, recuperando áreas de pastagens degradadas através da implementação dos sistemas integrados como o ILP e o ILPF.

Considerando que as emissões de N₂O do solo são decorrentes de reações complexas e envolve uma série de fatores causadores, os resultados apresentados neste trabalho contribuem para uma melhor compreensão da relação entre uso da terra no Cerrado, acúmulo de matéria orgânica (como componente-chave das transformações bioquímicas do solo) e as emissões de N₂O.