

**UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE ZOOTECNIA E ENGENHARIA DE ALIMENTOS**

MILENE GONDIM DE OLIVEIRA ALVES

**DINÂMICA DOS GASES DE EFEITO ESTUFA DO SISTEMA SOLO-PLANTA EM
SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO.**

PIRASSUNUNGA

2017

MILENE GONDIM DE OLIVEIRA ALVES

**DINÂMICA DOS GASES DE EFEITO ESTUFA DO SISTEMA SOLO-PLANTA EM
SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO.**

Versão Corrigida

Dissertação apresentada à Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia do programa de pós-graduação em Zootecnia.

Área de Concentração: Qualidade e Produtividade Animal.

Orientador: Dra. Patrícia Perondi Anção Oliveira

PIRASSUNUNGA

2017

MILENE GONDIM DE OLIVEIRA ALVES

**DINÂMICA DOS GASES DE EFEITO ESTUFA DO SISTEMA SOLO-PLANTA EM
SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO.**

Dissertação apresentada à Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia do programa de pós-graduação em Zootecnia.

Área de Concentração: Qualidade e Produtividade Animal.

Data de aprovação: __/__/__

Banca examinadora

Profº Dr(a) _____

Instituição _____

Presidente da Banca examinadora

Profº Dr(a) _____

Instituição _____

Profº Dr(a) _____

Instituição _____

Profº Dr(a) _____

Instituição _____

Ficha catalográfica elaborada pelo
Serviço de Biblioteca e Informação, FZEA/USP,
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

AO48d Alves, Milene
 DINÂMICA DOS GASES DE EFEITO ESTUFA DO SISTEMA
 SOLO-PLANTA EM SISTEMAS DE INTEGRAÇÃO / Milene
 Alves ; orientadora Patrícia Perondi Anchão
 Oliveira. -- Pirassununga, 2017.
 94 f.

 Dissertação (Mestrado - Programa de Pós-Graduação
 em Zootecnia) -- Faculdade de Zootecnia e
 Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo.

 1. Emissão de gases. 2. Sistemas de produção
 integrados. 3. Sustentabilidade. 4. Aquecimento
 global. I. Perondi Anchão Oliveira, Patrícia ,
 orient. II. Título.

DEDICATÓRIA

Dedico esse trabalho e todas as minhas conquistas à **Deus**, meu Pai fiel e a minha **Família**, especialmente aos meus pais Milton e Lucilene e meus avós, João e Cilene que são as maiores **bênçãos** e inspirações que tenho na vida!

AGRADECIMENTOS

A vida é fruto da decisão de cada momento. Talvez seja por isso, que a ideia de plantio seja tão reveladora sobre a arte de viver. Viver é plantar. É atitude de constante sementeira, de deixar cair na terra de nossa existência as mais diversas formas de sementes.

E no fim de mais uma colheita, gostaria de registrar minha gratidão a todos que foram essenciais para eu chegar até aqui...

Aos meus pais, Milton e Lucilene responsáveis por todas as minhas conquistas... por todo amor, ensinamento...que com os seus jeitos finitos de serem Deus para mim, revela-me Deus com o seu jeito infinito de ser homem. Sou grata a Deus por ter vocês na minha vida.

Aos meus irmãos, Guilherme, Lorena, Carla, Julio e João Paulo... o sentimento que nos une é único e especial...meus primeiros e eternos amigos.

Aos meus avós, Cilene e João Carlos, minhas inspirações e exemplos de vida. Vocês são amor que nunca envelhece e sabedoria que nunca acaba. Quem dera por um descuido de Deus, serem eternos!E serão... eternizados em mim.

À todos os meus familiares, em especial a minha tia Branquinha...pelo seu olhar e abraço materno sempre acalentando meu coração.

Ao meu afilhado Felipe, filho gerado no meu coração... todo amor e proteção da dinda.

Ao meu namorado Lucas... gostaria de lhe agradecer pelas inúmeras vezes que você me enxergou melhor do que eu sou. O verdadeiro amor chega na nossa vida no dia em que o outro sem dizer uma palavra, nos olha nos olhos e nos convence que nos ama. Porque as pessoas que verdadeiramente nos amam, nos deixam a vontade pra sermos aquilo que somos.

À todos os meus amigos, especialmente a Lorraine, Rodrigo, Lucas, Mariane, as Camilinhas, Maria Fernanda, Berninho, Naiara, Jacqueline, Isabela, Karen, Kito, Silmara, Mariana e Juliana, irmãos que a vida me apresentou e me presenteou.

À Dani, Gabi e a Amandinha pela amizade e acolhimento durante o tempo que fiquei em São Carlos.

Um agradecimento mais que especial para Dra. Mariana Azenha, futura mamãe do Rafael... que além de ser uma Zootecnista que eu admiro muito, foi amiga e mestre nesses anos. Você foi um pilar que me sustentou para conquistar esse mestrado. Gratidão eterna. Que Deus te abençoe!

À Universidade de São Paulo, por realizar esse sonho de concluir mais uma etapa da minha formação acadêmica.

À Capes/Embrapa pela concessão da bolsa.

À Dra. Patrícia Anção, pela oportunidade e auxílio em desenvolver o projeto e ampliar meus conhecimentos.

À todos os estagiários, fundamentais para realização desse projeto. Obrigada pela dedicação, comprometimento e amizade de cada um.

À todos os funcionários da Embrapa Pecuária Sudeste, especialmente a Dona Rosa, Jô e a Rose por tornarem meus dias mais felizes.

Ao Dr. Gilberto e a Cris, por todo auxílio e atenção durante minhas análises nos laboratórios da Embrapa.

Ao Dr. Pezzopane, por toda atenção, pelas importantes considerações e pelos ensinamentos transmitidos. Sua ajuda foi fundamental ao longo das diversas etapas deste trabalho.

À Embrapa Pecuária Sudeste e a todos os pesquisadores, pelas valiosas contribuições e oportunidade de desenvolver o projeto.

À todos os meus professores. Sou fruto do trabalho com amor e da dedicação de vocês!

Por fim, quero deixar registrado o meu eterno agradecimento à minha Nossa Senhora e ao bondoso Deus... mesmo quando os "milagres" que imploro não acontecem. Pois os milagres que imploro e os pedidos que faço, se baseiam em minha vontade e Deus não está aqui para me dar o que eu desejo. Deus está aqui é para me dar o que eu preciso! Deus provê... Deus sempre proverá!

RESUMO

ALVES, M. G. O. **Dinâmica dos gases de efeito estufa do sistema solo-planta em sistemas de integração**. 2017. 94p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, *Universidade de São Paulo*, Pirassununga, SP.

A agricultura está relacionada à concentração atmosférica de gases de efeito estufa (GEE) através dos processos básicos que ocorrem no sistema solo-planta. Mudanças no uso e manejo do solo podem causar tanto efeito negativo como positivo no que se refere à emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o fluxo de óxido nitroso e metano em diferentes sistemas de produção agropecuários e na vegetação natural durante as estações do ano, analisando os fatores edafoclimáticos que influenciam as emissões desses gases de efeito estufa.

O experimento foi desenvolvido na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, na cidade de São Carlos – SP (21 ° 57'S, 47 ° 50'W), no período de outubro de 2013 a agosto de 2014, onde se avaliou o fluxo de gases de efeito estufa em todas as estações do ano.

Foram avaliadas as emissões de óxido nitroso (N₂O) e metano (CH₄) das pastagens pelo solo dos sistemas de integração lavoura-pecuária floresta - ILPF, integração lavoura-pecuária - ILP, silvipastoril - IPF, pastagem sob manejo intensivo - INT, pastagem sob manejo extensivo - EXT e a vegetação natural (Floresta Estacional Semidecidual do Bioma Mata Atlântica) - Floresta. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso com repetições. Foram usadas duas repetições para cada área de pastagem, que consistiram nos blocos. Os fluxos líquidos de emissão de óxido nitroso e metano foram coletados de amostras de ar provenientes de “câmaras estáticas”, seis por tratamento, sendo três câmaras (repetições) por bloco (área de pastagem ou parcelas na floresta) em cada amostragem. As coletas das amostras gasosas foram feitas em três tempos (0, 30 e 60 minutos) durante 10 dias em cada estação do ano (meados) e analisadas por cromatografia gasosa. Simultaneamente às coletas de gases, coletaram-se amostras de solo em áreas adjacentes para determinação dos teores de N-total, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ e da umidade gravimétrica. Nessas amostras foram mensuradas a fertilidade do solo, as densidades aparente e de partícula do solo e a porcentagem do espaço poroso do solo ocupado por água.

Nas taxas de emissões de metano, os sistemas de produção intensivo e extensivo tiveram as maiores contribuições, ambos com uma emissão média diária de 0,067g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹. O verão

foi a estação do ano que apresentou a maior emissão de metano, com uma taxa média de 0,110 g CH₄ ha⁻¹ d⁻¹. Em relação ao óxido nitroso, os sistemas de iLP e intensivo, apresentaram os menores índices de emissão, 0,007 g de N₂O ha⁻¹ d⁻¹. Entre as estações do ano, não houve diferença estatística na emissão média de N₂O. Dentre as variáveis edafoclimáticas correlacionadas com a emissão dos gases, somente temperatura média e máxima apresentaram correlação significativa com o fluxo de N₂O ha⁻¹ d⁻¹ e para o metano, temperatura média e mínima, umidade relativa do ar, precipitação, espaço poroso do solo, amônio e nitrato do solo obtiveram correlação com a emissão de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹, entretanto as correlações foram muito fracas.

Houve interação entre as estações do ano e os sistemas de produção para os fluxos dos gases de efeito estufa. As emissões de metano e óxido nitroso foram bastante baixas em todos os sistemas de produção e na floresta e variaram em função das estações do ano, havendo pequenos fluxos de emissão e, em algumas ocasiões, influxos na dinâmica dos gases metano e óxido nitroso.

Palavras-chave: Sustentabilidade, Sistemas integrados de produção, Aquecimento global.

ABSTRACT

ALVES, M. G. O. **Greenhouse gas dynamics in the soil-plant system in integrated systems.** 2017. 94p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia). Faculdade de Zootecnia e Engenharia de Alimentos, Universidade de São Paulo, Pirassununga.

Agriculture is related to the atmospheric concentration of greenhouse gases (GHG) through the basic processes that occur in the soil-plant system. Changes in land use and management can cause both negative and positive effects on GHG emission into the atmosphere. The objective of this work was to evaluate the flow of nitrous oxide (N_2O) and methane (CH_4) in different agricultural production systems and in the natural vegetation during the four seasons, analyzing the edaphoclimatic factors that influence the emissions of these gases. The experiment was carried out at the Brazilian Agricultural Research Corporation, in São Carlos, SP ($21^\circ 57'S$, $47^\circ 50'W$), from October 2013 to August 2014. Nitrous oxide and methane emissions were evaluated in the soil of the crop-livestock-forest (CLF), crop-livestock (CL) and livestock-forest (LF) integrated systems, traditional intensively managed pasture (INT), pasture under extensive management - EXT and the natural vegetation - Seasonal Semideciduous Forest of the Atlantic Forest Biome - FOR. The experimental design was in randomized blocks (two replicates per treatment). Nitrous oxide and CH_4 emission net flows were collected from air samples from six "static chambers" allocated per treatment (three replicates) per block (pasture area or forest plots) at each sampling. The gas samples were collected three times (0, 30 and 60 minutes) and analyzed by gas chromatography. Simultaneously to the gas sampling, soil samples were collected in adjacent areas to determine N-total, N-NH_4^+ and N-NO_3^- contents and gravimetric moisture. The soil fertility, apparent and particle densities and the percentage of soil porous space occupied by water were measured. In the methane emission rates, intensive and extensive production systems had the highest contributions, both with an average daily emission of $0.067\text{g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Summer was the season with the highest methane emission, with an average rate of $0.110 \text{g CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. In relation to nitrous oxide, the iLP and intensive systems had the lowest emission rates, $0.007 \text{g of N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Among the seasons, there was no statistical difference in the mean emission of N_2O . Among the edaphoclimatic variables correlated with the gas emission, only mean and maximum temperature showed a significant correlation with the $\text{N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ flow

and for methane, mean and minimum temperature, relative humidity, precipitation, pore space Soil, ammonium and soil nitrate obtained correlation with the emission of $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, however the correlations were very weak.

There was interaction between the seasons of the year and the production systems for the flows of greenhouse gases. The emissions of methane and nitrous oxide were quite low in all production systems and in the forest and varied according to the seasons, with small emission fluxes and, at times, influxes in the dynamics of methane and nitrous oxide gases.

Key words: Sustainability, Integrated production systems, Global warming.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Representação esquemática dos processos microbianos e fluxos de substratos e produtos da nitrificação (A) e da desnitrificação (B) no solo	30
Figura 2. Vista aérea das áreas experimentais (delineado em branco as áreas correspondentes aos sistemas de produção e logo acima a mata)	41
Figura 3. Mapa descritivo das áreas dos sistemas de produção	41
Figura 4. Cronograma de adubação dos sistemas de iPF e Intensivo	43
Figura 5. Cronograma de adubação e plantio da lavoura nos sistemas de iLP e iLPF	43
Figura 6. Câmara estática de PVC utilizada na coleta de gases	44
Figura 7. Cronograma dos dias de amostragens em cada estação do ano	45
Figura 8. Diagrama de fluxos para determinação de nitrogênio amoniacal (NH_4^+)	48
Figura 9. Método de análise por injeção em fluxo (FIA) e o espectrofotômetro	49
Figura 10. Temperatura máxima (Temp.Max), temperatura mínima (Temp.Mín) e precipitação pluviométrica total em cada estação nos ciclos de avaliação	51
Figura 11. Umidade e espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA) dos sistemas de produção e da floresta durante os ciclos de avaliações nas estações do ano	53
Figura 12. Fluxo de emissão do óxido nitroso ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) nos cinco sistemas de produção agropecuários e na floresta em cada ciclo de avaliações nas diferentes estações do ano	63
Figura 13. Fluxo de emissão de metano ($\mu\text{g CH}_4 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$) nos cinco sistemas de produção agropecuários e na floresta em cada ciclo de avaliações nas diferentes estações do ano	66

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Fertilidade do solo e valores de densidade do solo de partículas das áreas referentes aos sistemas de produção e a floresta	52
Tabela 2. Umidade do solo (%) nos sistemas de produção e na floresta avaliados durante os ciclos de avaliações nas estações do ano	55
Tabela 3. Espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA%) nos sistemas de produção e na floresta avaliados durante os ciclos de avaliações nas estações do ano	55
Tabela 4. Nitrogênio total (mg.kg^{-1}) no solo para os diferentes sistemas de produção e a floresta.....	56
Tabela 5. Amônio (NH_4^+) e nitrato (NO_3^-) do solo nas distintas estações do ano	56
Tabela 6. Correlação entre a emissão acumulada de N_2O (ha^{-1} por ciclo de avaliação) e os fatores edafoclimáticos em cada estação	57
Tabela 7. Correlação entre a emissão de N_2O ($\text{g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e os fatores edafoclimáticos	58
Tabela 8. Correlação entre a emissão de N_2O ($\text{g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e os fatores edafoclimáticos no período das águas	58
Tabela 9. Correlação entre a emissão de N_2O ($\text{g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e os fatores edafoclimáticos no período da seca	59
Tabela 10. Correlação entre a emissão acumulada de CH_4 (ha^{-1} por ciclo de avaliação) e os fatores edafoclimáticos em cada estação	59
Tabela 11. Correlação entre a emissão de CH_4 ($\text{g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e os fatores edafoclimáticos	60
Tabela 12. Correlação entre a emissão de CH_4 ($\text{g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e os fatores edafoclimáticos no período das águas	60
Tabela 13. Correlação entre a emissão de CH_4 ($\text{g ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) e os fatores edafoclimáticos no período da seca	61
Tabela 14. Emissões acumuladas de N_2O (g ha^{-1} ciclo de avaliação) nos sistemas de produção e na floresta durante as estações do ano	62
Tabela 15. Taxa média diária de emissões de N_2O ($\text{g}^{-1} \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$) nos sistemas de produção e na floresta analisados durante os ciclos de avaliações nas estações do ano	62
Tabela 16. Emissões acumuladas de CH_4 (g ha^{-1} ciclo de avaliação) nos sistemas de produção e na floresta durante as estações do ano.....	64

Tabela 17. Taxa média diária de emissões de N₂O (g⁻¹ ha⁻¹ d⁻¹) nos sistemas de produção e na floresta analisados durante os ciclos de avaliações nas estações do ano 65

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BPA: boas práticas agropecuárias

CH₄: gás metano

CO₂: gás carbônico

CO₂ eq ou CO₂ equivalente: medida utilizada para comparar as emissões de vários GEE baseadas no GWP (*Global Warming Potential*).

COP-21: Conferência das partes

CNTP: condições normais de temperatura e pressão

EXT: sistema extensivo de criação animal

FBN: fixação biológica de nitrogênio

g: gramas

Gg: unidade de medida Gigagrama (1 Gg equivale a 10³ toneladas)

GEE: gases de efeito estufa

ha: hectare

ILP: integração lavoura-pecuária

ILPF: integração lavoura-pecuária floresta

INDC: *Intended Nationally Determined Contribution* / Contribuição nacionalmente determinada

INT: sistema intensivo de criação animal

IPF: integração pecuária-floresta ou sistema silvipastoril

IPCC: *Intergovernmental Panel on Climate Change*; Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas

MAPA: Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MOS: matéria orgânica do solo

NAMAS: *Nationally Appropriate Mitigation Actions*; Ações de Mitigação Nacionalmente Apropriadas

N₂O: óxido nitroso

N-Total: nitrogênio total

N-NH₄: nitrogênio amoniacal

N-NO₃: nitrato

NH₃: amônia

SAFs: sistemas agroflorestais

SiLPFs: sistemas de integração lavoura-pecuária-florestas

SPD/SSD: sistema de plantio direto/ sistema de semeadura direta

UA: unidade animal; equivalente a 450 Kg de peso vivo animal

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
2. OBJETIVOS	19
3. HIPÓTESES	19
4. JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA	20
5. REVISÃO DE LITERATURA	20
5.1 Panorama da produção agropecuária brasileira e a interface com as emissões de gases de efeito estufa	20
5.2 Gases de efeito estufa e agricultura: dreno x fontes	25
5.3 Mecanismos de produção e emissão de óxido nitroso em solos agrícolas	28
5.4 Emissão e absorção de metano em solos agrícolas	33
5.5 Mitigação da emissão de GEE pelos sistemas de integração	36
6. MATERIAL E MÉTODOS	40
6.1 Local do experimento	40
6.2 Implantação dos sistemas de integração	40
6.3 Adubação nitrogenada e plantio da lavoura	42
6.4 Coleta para a medição do fluxo dos GEE no solo	44
6.5 Análise da cromatografia gasosa	46
6.6 Coleta de amostras do solo	47
6.7 Metodologia de análises do solo	47
6.8 Análise Estatística	50
7. RESULTADOS	51
7.1 Índices meteorológicos	51
7.2 Índices do solo	52
7.3 Variáveis edafoclimáticas relacionadas com a emissão de gases	57
7.4 Óxido nitroso (N ₂ O)	61
7.5 Metano (CH ₄)	64
8. DISCUSSÃO	66
8.1 Variáveis edafoclimáticas relacionadas	66
8.1.1 Umidade e espaço poroso do solo ocupado por água	66

8.1.2	Nitrogênio total	68
8.2	Óxido nitroso.....	69
8.2.1	Fatores edafoclimáticos e a emissão de N ₂ O	71
8.3	Metano	72
8.3.1	Fatores edafoclimáticos e a emissão de CH ₄	75
9.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	78
10.	CONCLUSÃO	79
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80

1. INTRODUÇÃO

O aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) é um dos principais problemas ambientais atuais, ocasionados por atividades antrópicas referentes aos setores da agropecuária, de energia, do tratamento de resíduos e do uso da terra. Estima-se que, das emissões totais, a agricultura contribui com aproximadamente 37% da emissão brasileira antrópica de GEE (MCTI, 2014), sendo que esse setor pode atuar como fonte ou dreno de GEE.

Os principais gases de efeito estufa relacionados à agropecuária são o dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) e o metano (CH_4) (Oliveira *et al.*, 2011), sendo que o fluxo destes nos agroecossistemas é dependente do manejo e das práticas agrícolas adotadas. A presença de metano e óxido nitroso na atmosfera é muito menor do que a do CO_2 , mas o conhecimento da emissão desses gases é muito importante, devido ao potencial de aquecimento global (GWP), 21 vezes maior para o metano e 310 vezes maior para o óxido nitroso em relação ao CO_2 (MCTI, 2014).

A Agência das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO, 2007) aponta crescimentos entre 15% e 40% na demanda global por diversos tipos de alimentos nas próximas décadas, fato que leva a agropecuária mundial a enfrentar o grande desafio de produzir alimentos para uma crescente população ao mesmo tempo em que tem o compromisso de reduzir suas emissões de GEE.

Por ser um dos maiores produtores de alimentos do mundo, o Brasil será um dos principais países a elevar sua produção e exportação agropecuária de modo a atender a este aumento de demanda. No entanto, o Brasil já está entre os dez maiores emissores de GEE do mundo e segundo informações apresentadas nas Estimativas Anuais de Emissões de Gases de Efeito Estufa (MCTI, 2014), as emissões totais de GEE brasileiras foram de 1.203.424 Gg de $\text{CO}_2\text{eq.}$, sendo 446.445 Gg de $\text{CO}_2\text{eq.}$, relativas ao setor agropecuário.

Nesse sentido, a alternativa mais apropriada é o uso de sistemas de produção que levem em conta a sustentabilidade da agropecuária, que pode ser definida como um modelo de produção diretamente relacionado ao desenvolvimento econômico e material sem agredir o meio ambiente, usando recursos naturais de forma inteligente, baseando-se em três dimensões: econômica, social e ambiental (GLOSSÁRIO PECUS, 2015). O equilíbrio entre essas três dimensões na busca pela

sustentabilidade só é possível com conhecimento técnico e econômico abrangente dos sistemas de produção, envolvendo questões multidisciplinares, considerando as quatro bases dos sistemas de produção: solo-planta-animal e atmosfera (OLIVEIRA *et al.*, 2014)

Nesse contexto, os sistemas integrados, que contemplam os sistemas integração lavoura-pecuária (agropastoril), silviagrícolas, silvipastoris e agrossilvipastoris, podem auxiliar no alcance desses objetivos, admitindo o uso intensivo e eficiente das áreas agrícolas e a melhoria da qualidade do solo ao longo do tempo. Esses sistemas de produção integrada podem ser definidos como sistemas de produção que alternam e ou consorciam, na mesma área, o cultivo de pastagens anuais ou perenes, destinadas à produção animal; culturas destinadas à produção vegetal, sobretudo grãos e o componente florestal (extração da madeira ou árvores frutíferas). É importante considerar nesse conceito, que a integração em sistemas de produção agropecuários é considerada como um sistema, em que vários fatores biológicos, econômicos e sociais se inter-relacionam buscando a melhoria do uso desses fatores e por isso determinam a sua sustentabilidade.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo geral a avaliação do fluxo de gases de efeito estufa (metano e óxido nitroso) em diferentes sistemas de produção agropecuários no bioma Mata Atlântica, indicando o potencial de mitigação de ações de manejo, em especial o potencial de mitigação das emissões pelo processo de intensificação de pastagens, tanto em sistemas que utilizam pastagens exclusivas como em diversas variações de sistemas integração dos componentes lavoura, pecuária e floresta.

3. HIPÓTESES

Os sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (SiLPFs) podem contribuir na mitigação de gases de efeito estufa, por meio do sinergismo entre as atividades agropecuárias e a inclusão do componente arbóreo.

Os fatores edafoclimáticos, como temperaturas (máxima, mínima e média), umidade e precipitação que intervém diretamente nos elementos do sistema solo-planta (teor de umidade,

densidade e o espaço poroso do solo ocupado por água) influenciam a variabilidade nos fluxos de metano e óxido nítrico ao longo das estações do ano.

4. JUSTIFICATIVA E RELEVÂNCIA

O estudo da dinâmica de gases de efeito estufa e sua interface com a eficiência, qualidade dos alimentos e sustentabilidade em sistemas de produção agropecuários do bioma Mata Atlântica podem contribuir para melhorar as estimativas das emissões e remoções nacionais dos gases de efeito estufa.

Proporcionalmente à importância das estimativas das emissões e remoções de GEEs está o grau de complexidade na sua obtenção. Quando consideramos o setor de pecuária com seus sistemas integrados, a situação é ainda mais complexa, devido à existência do componente animal, lavoura e florestas, exigindo avaliações simultâneas e multidisciplinares. Considerando a natureza e variabilidade das amostras, especialmente as gasosas e a complexidade dos sistemas de produção presentes nesse estudo, tornam necessários esforços redobrados para diminuir as incertezas dos resultados gerados (EMBRAPA, 2011). Dessa forma, todas as contribuições, mesmo que pontuais, são importantes para compor o cenário nacional das emissões de GEE e apontar alternativas de mitigação desses gases.

Os resultados obtidos nessa dissertação são uma demanda atual de várias redes de pesquisa, em especial da rede de fomento de iLPF e dos Inventários de Emissão e Remoções Antrópicas de GEE. Além disso, o conhecimento gerado visa subsidiar políticas públicas e alternativas de mitigação por meio da adoção de sistemas integrados de produção agropecuária.

5. REVISÃO DE LITERATURA

5.1 Panorama da produção agropecuária brasileira e a interface com as emissões de gases de efeito estufa

O foco na produtividade em curto prazo, sem levar em consideração os impactos ambientais, tem sido apontado como causa primária da degradação dos sistemas agrícolas e da falta de sustentabilidade dos atuais modelos de produção.

A agropecuária é uma prática difusa em milhões de hectares cultivados e que transita entre os grãos, cereais, oleaginosas, agro energia, carnes, leite, ovos, papel, celulose, aglomerados, açúcar, frutas, legumes, hortaliças, tubérculos, entre outros, que exige pesquisa e desenvolvimento, assistência técnica, inovação tecnológica, gestão eficiente, acesso contínuo à informação e ao decifrar também os mercados internacionais (SALLES DUARTE, 2017).

A relevância da agropecuária brasileira no mercado internacional não deve ser somente creditada às vantagens edafoclimáticas do país, como o clima, regime de chuvas, disponibilidade de água doce e área agricultável – o Brasil possui 388 milhões de hectares de terras agricultáveis férteis e de alta produtividade, dos quais, segundo uma estimativa do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – Mapa (BRASIL, 2004), em torno de 90 milhões ainda não foram explorados. O aumento expressivo da produção agropecuária na última década é fortemente explicado pela elevação da produtividade total dos fatores, que traduz as mudanças ocorridas na agricultura brasileira e, nos últimos anos, tem implementado avanços tecnológicos importantes para o desempenho exportador do setor e a garantia do abastecimento do mercado interno.

O Brasil é o segundo maior produtor mundial de alimentos e sua presença nos sistemas agroalimentares é mais do que estratégico, é indispensável. É líder nas exportações do suco de laranja, açúcar, café e das carnes bovina e de frango. Entre os anos de 2014 e 2016, os superávits acumulados nas exportações do agronegócio brasileiro foram de US\$ 226,58 bilhões (CNA, 2017). O PIB do agronegócio em 2015 alcançou R\$1,26 trilhão, representando 21% do PIB total brasileiro. Já o PIB da pecuária chegou a R\$400,7 bilhões, 30% do agronegócio brasileiro (IBGE/CEPEA, 2016). O agronegócio brasileiro ainda tem grande potencial de crescimento. O mercado interno é expressivo, e o mercado internacional tem apresentado acentuado crescimento do consumo. Países superpopulosos terão dificuldades de atender às demandas devido ao esgotamento de suas áreas agricultáveis. As dificuldades de reposição de estoques mundiais, o acentuado aumento do consumo – especialmente de grãos como milho, soja e trigo – e o processo de urbanização em curso no mundo criam condições favoráveis a países como o Brasil, que têm imenso potencial de produção e tecnologia disponível. A disponibilidade de recursos naturais no país é fator de competitividade (CARLOS, 2009).

Segundo estimativas, a produção nacional de grãos (soja, milho, trigo, arroz e feijão) deverá passar de 129,8 milhões de toneladas, em 2008-2009, para 177,5 milhões, em 2019-2020. Isto indica um acréscimo de 47,7 milhões de toneladas à produção atual do Brasil, e em valores

relativos, 36,7% (IPEA, 2011). O país é ainda, um dos principais atuantes no mercado mundial de carne bovina, totalizando no ano de 2014 um rebanho bovino aproximado de 212 milhões de cabeças (IBGE, 2014), responsável por 20 % da produção mundial de carne bovina. Em fevereiro de 2017 o Brasil exportou 103,9 mil toneladas de carne, chegando a um faturamento de US\$ 410 milhões (ABIEC, 2017).

A bovinocultura brasileira é predominantemente conduzida em sistemas pastoris extensivos com taxa de lotação e desempenho animal muito abaixo do potencial (IBGE, 2007). Ainda de acordo com estimativas do último Censo Agropecuário Brasileiro, realizado em 2006 (IBGE, 2007), o país dispõe de uma extensa área de pastagem, entre nativas e cultivadas, de cerca de 172,3 milhões de hectares, capazes de produzir forragem com custo relativamente baixo e não depende grandemente do uso de grãos em confinamentos. Atualmente são explorados apenas 33% da capacidade produtiva das pastagens brasileiras, mas, se essa taxa subisse para 50%, haveria um aumento da produção de carne associado à liberação de áreas capazes de suportar a demanda de crescimento de outros sistemas produtivos agrícolas previstos até 2040 e, ainda, a manutenção das atuais áreas nativas (STRASSBURG et al., 2014).

Oliveira (2015) evidencia que a melhoria no manejo das pastagens e o consequente aumento na sua capacidade de suporte podem evitar a pressão de desmatamento sobre a floresta, permitir a diversificação das propriedades pecuárias, disponibilizar áreas para agricultura e agroenergia, colocar produtos pecuários mais próximos dos centros consumidores, além de melhorar a imagem nacional e internacional da pecuária brasileira, desgastada especialmente por sua associação com o desmatamento, emissão de GEE e mudanças climáticas.

Portanto, analisando-se produtos importantes para a economia brasileira, percebe-se que o país tem grande habilidade em aumentar a produção daqueles produtos em que o mercado sinaliza uma demanda crescente e sustentada e, além disso, há inúmeras tecnologias passíveis de serem aplicadas para aumentar essa nossa produtividade.

Segundo o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (2011), o Brasil poderá se tornar o maior produtor de alimentos no mundo em 20 anos, produzindo o dobro de carne e o quádruplo de grãos e fibras. Oliveira (2015) realça que uma das principais preocupações com relação a esse grande crescimento está relacionada aos possíveis impactos ambientais, o que certamente colocará em evidência o tratamento dispensado pelo nosso país em relação às questões ambientais. De acordo com o estudo de Cerri *et al.*, (2009), a agropecuária é a principal

responsável pela emissão de gases de efeito estufa no Brasil, com destaque ao metano proveniente da fermentação entérica e ao óxido nitroso da adubação nitrogenada.

Três fatos contribuem para tornar muito relevantes as emissões e remoções antrópicas de gases de efeito estufa na agropecuária brasileira: o fato de o Brasil ter realizado abertura de novas áreas agrícolas por meio de desmatamento e queimadas; o fato do Brasil possuir matriz energética essencialmente fundamentada em geração hidroelétrica, diminuindo a participação do setor industrial e transportes frente à agropecuária e o tamanho de rebanho brasileiro, com liderança na produção e exportação de vários produtos de origem agropecuária (EMBRAPA, 2011).

Dados do Ministério da ciência, tecnologia e inovação (MCTI, 2014) indicam a emissão total de GEE brasileira, para o ano de 2012, de 1.203.424 Gg de CO₂ eq., sendo as atividades agropecuárias responsáveis por aproximadamente 37% das emissões antrópicas (446.445 Gg de CO₂eq) e a mudança no uso da terra e florestas por 14,5% (175.685 Gg de CO₂eq - queda de 85% entre os anos de 2005-2012). Seguindo essas informações do mesmo ano, o setor colaborou com a emissão de aproximadamente 278,7 Tg de CO₂eq nas emissões de gás metano e 167,8 Tg de CO₂eq de óxido nitroso, um acréscimo de 3,9% e 13,7% para os respectivos gases em relação ao ano de 2005. As contribuições dos subsetores em 2012 foram: 55,9% pela fermentação entérica de bovinos (contribuindo com 87% das emissões totais de metano), 4,8% pela emissão do manejo dos dejetos animais confinados e 1,9% para a cultura do arroz. Já para as emissões de óxido nitroso pela agropecuária, 64% das emissões são provenientes principalmente das emissões diretas dos solos agrícolas (esterco dos animais em pastagem, do uso de fertilizantes sintéticos, da aplicação de adubo, da incorporação no solo dos resíduos agrícolas e das áreas de cultivo de solos orgânicos). Apesar da baixa emissão por unidade de área, como a área de pastagens no país é muito grande, a emissão pelas pastagens (animais em pastagens) representa cerca de 41% das emissões diretas de óxido nitroso pela agropecuária.

É importante ressaltar que existem emissões que são relacionadas indiretamente com a produção agropecuária e que estão contabilizadas em outros setores devido à metodologia do IPCC, sendo elas: emissões por desmatamento dos ecossistemas naturais para expansão agrícola (mudança do uso da terra), emissões provenientes do uso de combustíveis fósseis na agricultura (energia) e emissões resultantes do tratamento de efluentes industriais (resíduos). Essas emissões indiretas não estão computadas nestes 32%, mas ao serem adicionadas, a agricultura chega a ser

responsável por quase 60% das emissões brasileiras. Esses números potencialmente mantêm o Brasil entre os dez maiores países emissores de GEE (SEEG, 2014).

O crescimento das emissões na agropecuária nas últimas décadas, acompanha o aumento da produção agrícola, principalmente das principais commodities brasileiras: soja, milho e carne. Segundo projeções do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) mostram que o Brasil até 2023, irá abastecer mais de 200 milhões de brasileiros e gerar excedentes exportáveis para algo em torno de vinte países (MAPA, 2013). Considerando o panorama descrito pela FAO (2011) que vem sendo frequentemente utilizado para relacionar o aumento populacional global com a expectativa de aumento da demanda por alimentos, o ponto determinante para a intensificação da produção de alimentos, sem que a abertura de novas áreas de exploração agropecuária seja considerada, é a viabilidade econômica da atividade atrelada à sustentabilidade.

Se esse avanço na produção não adotar técnicas de baixas emissões de GEE e alto sequestro de carbono, a tendência será a de aumentar as emissões nacionais e agravar o processo de mudanças no clima.

No entanto, a agropecuária brasileira apresenta grande potencial em reduzir suas emissões de GEE através de inúmeras opções de práticas de mitigação, principalmente aquelas relacionadas ao aumento da eficiência de uso das pastagens no Brasil. Contudo, para que as tecnologias de mitigação e aumento do sequestro de carbono cheguem ao produtor, é necessário que políticas públicas promovam a implementação dessas práticas em larga escala, conciliando a conservação dos recursos naturais ao aumento da eficiência da produção agrícola para suprir a demanda global por alimentos.

A proposta brasileira de redução de emissões, apresentada em Paris, na COP-21, foi bastante arrojada. Na INDC (Intended Nationally Determined Contribution) apresentada na COP-21, o país se compromete a reduzir até 2025 as emissões de gases de efeito estufa em 37% relativamente às emissões nacionais em 2005. Entre várias medidas previstas pelo Plano de Agricultura de baixa emissão de carbono (PLANO ABC), para o setor agrícola a restauração de 15 milhões de hectares de pastagens degradadas e incremento de 5 milhões de hectares de sistemas de integração lavoura-pecuária-florestas (iLPFs) até 2030.

Os desafios desse século XXI serão imensos ao terem que conciliar também a produção e oferta de alimentos com a sustentabilidade como conceito e prática recorrentes.

5.2 Gases de efeito estufa e a agricultura: dreno x fontes

O efeito estufa é um mecanismo natural de aquecimento da atmosfera responsável por manter a temperatura média do planeta em níveis adequados para a existência dos seres vivos.

O quinto relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC) mostra que as concentrações de gases de efeito estufa (GEE's) seguem aumentando na atmosfera, com consequente incremento da temperatura média do planeta, que já alcança +0,85°C (ano de 2012) acima do registrado no período pré-industrial (IPCC, 2013). Existe grande preocupação em conter esse processo para que não ultrapasse +2°C, sob pena de haver uma grande perturbação climática que pode inviabilizar a vida como conhecemos, tendo como consequências mais evidentes as calamidades climáticas, como as secas, inundações, furacões, tsunamis.

Hoje, mundialmente são crescentes as discussões a respeito das mudanças globais relacionadas à emissão de gases de efeito estufa – GEE. Em decorrência disso, observa-se um grande número de pesquisas e pesquisadores envolvidos nesta área.

Os GEE podem ser tanto de origem antrópica como natural. O vapor de água, por exemplo, que está presente na atmosfera terrestre em altas concentrações é responsável por 80% do efeito estufa natural. Os 20% restante é devido aos outros gases presentes na atmosfera que, apesar de suas pequenas concentrações, contribuem significativamente para o efeito estufa.

No mundo, a queima de combustíveis fósseis é o maior contribuinte global de emissão de GEEs, principalmente CO₂, respondendo por mais de 60% de todas as emissões mundiais.

Os três principais GEE relacionados com atividades agrícolas e mudanças de uso da terra são CO₂, N₂O e CH₄ (DUXBURY, 1995; SMITH et al., 2003). Embora emitidos em menor quantidade que o CO₂, o N₂O e o CH₄ apresentam potencial de aquecimento de 310 e 21 vezes, respectivamente, maior que o CO₂ (IPCC, 2007). O Potencial de Aquecimento Global (em inglês, *Global Warming Potential*) ou Fator de Aquecimento Global (em inglês, *Global Warming Factor*) é uma medida de como uma determinada quantidade de gás do efeito estufa (GEE) contribui para o aquecimento global. O GWP é uma medida relativa que compara o gás em questão com a mesma quantidade de dióxido de carbono (cujo potencial é definido como 1).

As emissões de gases provenientes da produção agrícola e pecuária aumentaram de 4.7 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente (CO₂ eq.) em 2001 para mais de 5.3

bilhões de toneladas em 2011, um aumento de 14%. O aumento registrado principalmente nos países em desenvolvimento é devido à expansão da produção agrícola total (FAO, 2015).

A contribuição da atividade agrícola nas emissões de gases de efeito estufa ocorre principalmente pelo desmatamento (aumento de áreas designadas para pecuária extensiva), cultivo de arroz irrigado, criação de ruminantes (fermentação entérica), uso de fertilizantes minerais e pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) promovida pelas práticas de manejo do solo (LAL et al., 1998).

Quando ocorre o desmatamento de florestas para uso agrícola ou pecuário, parte da biomassa original é retirada na forma de madeira comercial. Essa biomassa das florestas representa um dos fatores mais importantes que determinam a quantidade de emissões de gases provocadores do efeito estufa liberada pelo desmatamento. Em média, 48% (SILVA, 2007) a 50% (FEARNSIDE *et al.*, 1993) da biomassa seca das madeiras amazônicas são compostas de carbono. Este carbono é liberado por queimadas, incêndios e decomposição natural, principalmente nas formas de CO₂, CH₄ e N₂O. O Brasil em 2016 sofreu um desmatamento total acumulado de 7.989 km² de supressão total da Floresta Amazônica, o que representa um crescimento de 29% em comparação com o ano de 2015 (INPE, 2016). Essa remoção da cobertura vegetal para formar as pastagens, além de comprometer a biodiversidade, afetar as propriedades físicas e biológicas da superfície terrestre e estes efeitos ocasionarem impacto potencial no clima regional e global, também compromete o ciclo da água, pois reduz a infiltração e o armazenamento, liberando gás carbônico para atmosfera contribuindo para as mudanças climáticas, aumentando a velocidade de lixiviação, assim causando a compactação e erosão no solo (FAO, 2006).

A degradação do solo é um dos maiores desafios da humanidade, pois os diversos processos de degradação implicam na diminuição da capacidade produtiva através do uso intensivo e indiscriminado (pecuária extensiva, sem correção do solo ou reforma da pastagem) que leva a mudanças adversas nas propriedades do solo. Através do impacto na produtividade agrícola e no meio ambiente, a degradação do solo provoca instabilidade política e social, aumenta a taxa de desmatamento, intensifica o uso de terras marginais e frágeis, acelera a enxurrada e a erosão do solo, aumenta a poluição de cursos de água, e a emissão de gases que provocam o efeito estufa.

Segundo Lima (2002), no Brasil, a maior parte das emissões de metano tem origem em áreas de pastagens extensivas. Provavelmente, porque a maioria destas pastagens está em processo de degradação, e o menor desempenho animal implica maior emissão de metano por

unidade de produto. Portanto, o aumento na produtividade animal é uma estratégia importante para a mitigação da emissão de metano. Deramus *et al.* (2003) verificaram que menos metano foi produzido por unidade de ganho de peso com a adoção de melhores práticas de manejo associadas ao pastejo intensivo, em pastagens adubadas com nitrogênio, fósforo e potássio. A redução na emissão anual de metano foi de 22%.

Outro fator preocupante relacionado ao uso solo é a aplicação excessiva de fertilizantes nitrogenados. Os fertilizantes são compostos químicos utilizados na agricultura para aumentar a quantidade de nutrientes do solo e, conseqüentemente, conseguir um maior ganho de produtividade. O problema é que, aplica-se mais do que o necessário de nitrogênio para o crescimento e produção da planta, e o que não é absorvido fica no solo (ocorre reação química e as bactérias liberam o óxido nitroso - N_2O ou o mesmo é lixiviado contaminando recursos hídricos) ou se perde para a atmosfera. Pesquisadores da Embrapa (2015) revelam que a forma mais direta e mais barata para a redução das emissões de N_2O nas lavouras pelo uso de adubos pode ser conseguida com a maior participação da fixação biológica de nitrogênio (FBN) na nutrição da planta. A FBN é um processo bioquímico natural realizado por bactérias, que conseguem tirar o nitrogênio do ar e o fornecem diretamente à cultura fazendo a fertilização do sistema. Além disso, a fixação biológica influencia positivamente a qualidade do solo, por evitar todos os problemas relacionados à poluição (emissão) causada pelos adubos nitrogenados.

De acordo com Ourives *et al.* (2010), cada grupo de microrganismos desempenha uma função no solo. A diversidade de microrganismos no solo é muito maior do que se imaginava e devido às alterações realizadas pelas práticas agrícolas essa diversidade pode ser perdida antes mesmo de tornar-se conhecida (VAL-MORAES *et al.*, 2009).

O manejo do solo por meio do seu revolvimento ocasiona a quebra dos agregados do solo, expondo com isso, o carbono e o nitrogênio orgânicos à intensa atividade dos micro-organismos, propiciando então, o efluxo de CO_2 para a atmosfera. A microbiota do solo é a principal responsável pela decomposição dos compostos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia do solo, a biomassa microbiana e sua atividade têm sido apontadas como as características mais sensíveis às alterações na qualidade do solo, causadas por mudanças de uso e práticas de manejo (TRANINN *et al.*, 2007). O CO_2 e CH_4 emitidos a partir de solos cultivados são oriundos do metabolismo (degradação) de C orgânico. O metabolismo oxidativo aeróbio do substrato orgânico pelos microrganismos do solo é o responsável pela geração de CO_2 como

produto final, enquanto o CH_4 é o produto principal do metabolismo anaeróbio (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006).

O manejo inadequado das pastagens também contribui para emissão de GEEs, especialmente pela exaustão da matéria orgânica do solo durante o processo de degradação (LAL, 2001). Todavia, segundo Oliveira *et al.* (2015) o setor pecuário brasileiro vem demonstrando grande evolução, devido às melhorias ocorridas no manejo das pastagens, onde nas últimas décadas houve um avanço muito grande na forma como elas são tratadas dentro dos sistemas de produção. Alguns exemplos dos avanços foram a adoção de pastagens cultivadas, a melhoria das pastagens nativas, aumentando a lotação animal e o ganho incremental na produtividade devido a essas melhorias da qualidade das pastagens, possibilitando assim que essas, atuem como dreno de GEEs da atmosfera.

Depreende-se assim que as atividades agrícolas, dependendo do manejo utilizado, podem atuar tanto como fonte ou como dreno dos gases de efeito estufa.

Assim sendo, a adoção de práticas de manejo como, por exemplo, os sistemas de integração (evita o desmatamento, a degradação de pastagens e viabiliza o desenvolvimento sustentável) e o plantio direto (aumenta a matéria orgânica do solo e reduz o trânsito de máquinas) que aumentam o influxo de carbono no solo possibilitam a redução de emissões, principalmente quando associado à rotação de culturas (plantio de leguminosas para que ocorra a fixação biológica de nitrogênio no solo) com alto aporte de resíduos vegetais, e facilitam a atuação de mecanismos de estabilização do carbono adicionado, na forma de matéria orgânica do solo (MOS) o que contribui para a mitigação do efeito estufa (MACEDO, 2009).

5.3 Mecanismo de produção e emissão do óxido nitroso (N_2O) em solos agrícolas.

A disponibilidade de nitrogênio (N) no ambiente controla o funcionamento de ecossistemas locais e da biogeoquímica global (SCHLESINGER, 1997). A maior parte do N se encontra na atmosfera, representando 78% de seu volume.

O N atmosférico se encontra na forma de N_2 , indisponível para maioria dos organismos. A principal via pelo qual o N_2 é transformado em formas biologicamente disponíveis é através da fixação por bactérias de vida livre ou em associação simbiótica com raízes de plantas. Nesse processo as bactérias diazotróficas convertem N_2 a amônio (NH_4^+) através da ação da enzima

nitrogenase, que consegue atuar sobre a tripla ligação entre os dois átomos de N (KAISER *et al.*, 2011).

O N imobilizado na biomassa participa da composição dos tecidos vegetais e retorna para o solo na forma inorgânica ficando assim disponível para os microrganismos. O processo da mineralização da matéria orgânica envolve a perda gasosa de nitrogênio do solo para a atmosfera nas formas de óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O), amônia (NH₃) e N₂.

O óxido nitroso (N₂O) é um gás de efeito estufa cuja concentração na atmosfera continua aumentando a uma taxa aproximada de 0,75 ppb⁻¹ ao ano desde o início das medições, tendo sido registrado em 2011 uma concentração atmosférica média deste gás de 324 ppb, 5 ppb acima do registrado em 2005, segundo o quinto relatório do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC, 2013).

Este processo tem sido atribuído a um aumento das emissões antropogênicas pelo maior uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura, conversão de áreas de floresta para agricultura, aumento das queimadas, entre outros (ROBERTSON, 2004), e esse aumento nas emissões de N₂O não tem sido acompanhado por um aumento nos drenos deste gás (CRUTZEN, 1981).

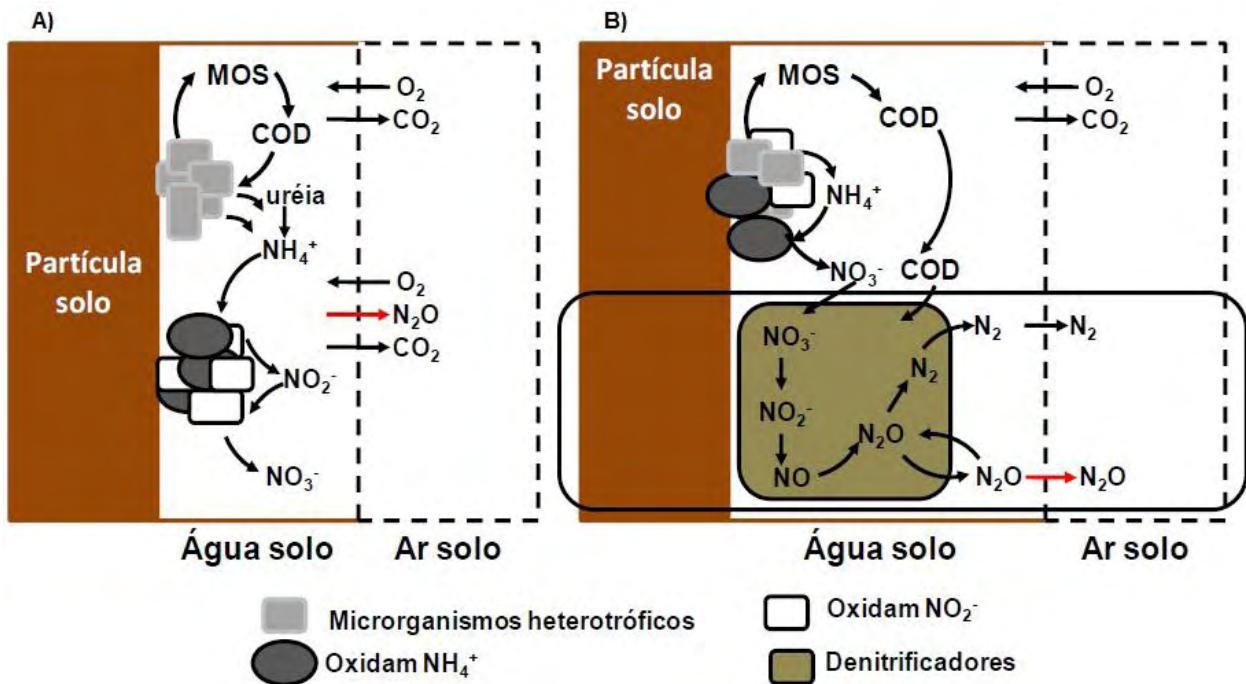
Na agricultura, o N₂O é um gás que se origina principalmente de processos biológicos no solo (Figura 1), como por exemplo, a nitrificação e desnitrificação, sendo a produção do gás favorecida quando ocorre aumento da disponibilidade das formas minerais de N no solo, seja por meio da adição de fertilizantes sintéticos ou adubos orgânicos, seja pela deposição de resíduos agrícolas e excretas de animais. A ocorrência de chuvas, altas temperaturas e adição de matéria orgânica ao solo também estimulam o processo (ALVES *et al.*, 2012).

A nitrificação, oxidação de amônio para nitrito e em seguida a nitrato ocorre em praticamente todos os ecossistemas terrestres, aquáticos e sedimentares (Figura 1A). Nitrosomonas e Nitrosospira são as principais bactérias do solo e da água que oxidam amônia (NH₃) para nitrito (NO₂⁻) enquanto Nitrobacter é o principal gênero de bactérias que oxidam nitrito para nitrato (NO₃⁻) (HARRISON & WEBB, 2001).

A desnitrificação é a redução microbiana de nitrato (NO₃⁻) ou nitrito (NO₂) a N gasoso (Figura 1B), com NO e N₂O sendo produzidos como compostos intermediários da redução. Este processo é realizado por um grupo de bactérias diversificadas e amplamente distribuídas sendo heterotróficas e anaeróbias estritas ou facultativas, portanto, é mais importante em ambientes onde prevalece a condição anaeróbica (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006), circunstância presente

em solos compactados ou mal drenados e na presença de resíduos contendo carbono orgânico, que funcionam como uma fonte redutora (ALVES et al., 2012).

Figura 1: Representação esquemática dos processos microbianos e fluxos de substratos e produtos da nitrificação (A) e da desnitrificação (B) no solo.



Fonte: Adaptado de Farquharson & Baldock (2008)

As emissões de N_2O provenientes da nitrificação são quantitativamente dependentes do grau de nitrificação e tendem a ser maiores, por unidade de N nitrificado, quando os solos apresentam adequadas condições de umidade (DUXBURY, 1995). Em ecossistemas naturais, a nitrificação é dependente da ciclagem de N dentro do sistema solo-planta, que é maior em ecossistemas tropicais que em temperados, pois nessas regiões de clima tropical, as condições climáticas (altas temperaturas e umidade) favorecem a decomposição da matéria orgânica do solo. Conseqüentemente, as emissões de N_2O tendem a serem maiores em florestas e pastagens tropicais que em ecossistemas temperados (ESCOBAR, 2008).

As emissões diretas de N_2O ocorrem pela adição aos solos de fertilizantes sintéticos e adubos orgânicos, pelo cultivo de plantas fixadoras de N_2 , pela incorporação no solo de resíduos de colheita, e pela mineralização de nitrogênio associada ao cultivo de solos orgânicos. As emissões indiretas de N_2O são calculadas da porção do N adicionado aos solos como fertilizantes

e adubos, que é volatilizada como NH_3 e NO_x e depositada nos solos, e também daquela perdida por lixiviação. Por último, devem ser reportadas como emissões de N_2O de solos agrícolas aquelas diretas e indiretas provenientes da deposição de excretas (fezes e urina) de animais em pastagens (MCT, 2010). Em 2010 as emissões totais foram estimadas em 452,45 Gg de N_2O , sendo 282,31 Gg de N_2O de emissões diretas, incluindo 157,77 Gg de N_2O para os dejetos em pastagens, e 170,14 Gg de N_2O de emissões indiretas. De 1990 a 2010, entre as diferentes fontes de N_2O , a deposição de excretas de bovinos em pastagens foi a mais importante, representando 56 % das emissões diretas e 61% das emissões indiretas (MCTI, 2014).

Apesar de os solos agrícolas serem os principais emissores de óxido nitroso para a atmosfera, esses podem ser manipulados a fim de se alterar os processos de nitrificação e desnitrificação e, conseqüentemente, interferir na emissão dessa substância (SIGNOR & CERRI, 2013).

Altas taxas de emissão de N_2O ocorrem quando o solo apresenta grande parte da porosidade preenchida por água (PPA), acima de 60%, o que dificulta a difusão de O_2 no solo e favorece a formação de ambientes anaeróbicos (DOBBIE & SMITH, 2001; SMITH *et al.*, 2003; BATEMAN & BAGGS, 2005). Geralmente, as taxas de desnitrificação aumentam com a elevação do teor de NO_3^- no solo sob condições favoráveis à desnitrificação (como alta umidade) e quando fatores como temperatura e C orgânico disponível não são limitantes (DALAL *et al.*, 2003). No entanto, não existem dados que comprovem que essas observações são válidas para Latossolos de regiões tropicais, principalmente por conta da alta drenagem do solo e as elevadas taxas de evapotranspiração nessa região que poderiam limitar a formação de N_2O no solo (JANTALIA *et al.*, 2006).

A disponibilidade de nitrato também é um fator essencial para que ocorram perdas de N na forma de óxido nitroso (CARMO *et al.*, 2005), assim como a temperatura, o pH do solo, a presença de NH_4^+ (JANTALIA *et al.*, 2006). Além deste, também se pode citar o potencial redox e o conteúdo de compostos oxidantes no solo (O_2 , NO_3^- , Mn^{+4} , Fe^{+3} , SO_4^{-2} e CO_2) que são utilizados como receptores de elétrons para a degradação da matéria orgânica (YU *et al.*, 2001).

A disponibilidade de N é afetada pela qualidade e quantidade de resíduo vegetal, e conseqüentemente as emissões de N_2O , sendo maiores os valores quando o material aportado ao solo for facilmente decomponível. A taxa de mineralização dos resíduos vegetais, além do sistema de manejo adotado, é influenciada pela relação C:N e também pelas características

bioquímicas, as quais envolvem os teores de celulose, hemicelulose e lignina (GIACOMINI, 2007).

O preparo do solo (fertilização, irrigação e manejo; revolvimento do solo) pode ocasionar efeitos significativos nas emissões de N_2O do solo.

Fertilizantes nitrogenados adicionados nos sistemas de cultivo são rapidamente transformados pelos organismos do solo em nitrato (NO_3^-). Este elemento possui dinâmica muito intensa no solo, sendo facilmente lixiviado pelo perfil do solo, desnitrificado para a forma gasosa (óxido nitroso) e quando transformado em amônia, volatilizada do solo.

Estudos conduzidos em condições de clima temperado e tropical têm apresentado tendências de maiores emissões de N_2O em solos sob plantio direto do que em plantio convencional, o que está relacionado à condição de maior compactação do solo não revolvido e que teria reflexo negativo na difusão de O_2 (BALL *et al.*, 1999; VINTEN *et al.*, 2002; GREGORICH *et al.*, 2005; ZOTARELLI, 2005; GOMES, 2006; LIU *et al.*, 2007).

Em sistemas de ILPF (cultivo de soja, *Eucalyptus grandis* e pastagem), ILP (cultivo de soja e pastagem) e vegetação nativa (Cerrado), observaram-se diferenças quanto à emissão de óxido nitroso. Na área de Cerrado observaram-se valores negativos de emissão de N_2O , representando assim uma fonte de consumo deste elemento. Já o sistema ILPF apresentou menores taxas de emissão de óxido nitroso em relação ao sistema ILP, constituindo-se uma melhor alternativa dentre os sistemas de cultivo para a baixa emissão de óxido nitroso (OLIVEIRA *et al.*, 2012).

Em áreas de Mata Atlântica, nas quais ocorre a substituição de pastagem de baixa produtividade por reflorestamento com eucalipto e floresta secundária, as emissões de óxido nitroso são maiores na área com a floresta, onde também foram encontrados os maiores teores de NO_3^- . A qualidade dos resíduos desta área influencia a incorporação de matéria orgânica, pela menor relação C/N observada, o que estimula a mineralização de matéria orgânica do solo – MOS e resulta em maiores teores de nitrato. As emissões de óxido nitroso e os teores de NO_3^- na área com eucalipto, foram intermediários às áreas de mata e de pastagem (COUTINHO *et al.*, 2010).

5.4 Emissões e absorção de metano (CH₄) em solos agrícolas

O metano (CH₄) é produzido por arqueias metanogênicas, que são micro-organismos anaeróbios obrigatórios que requerem condições anóxicas de crescimento e são altamente redutoras, convertem uma extensão relativamente limitada de substratos simples em CH₄ em habitats com substratos orgânicos complexos, interagem com outros micro-organismos anaeróbios que catabolizam substratos complexos em substratos simples (PAZINATO, 2007). No solo o CH₄ é produzido pela metanogênese em condições anaeróbicas, condição comum em solo inundado (YANG & CHANG, 2001), em que a alta saturação por água implica em baixa oxigenação. Entretanto, em condições aeróbicas, o solo pode funcionar como dreno de CH₄ atmosférico. Nestes solos, a produção de CH₄ é afetada pela composição e textura do solo e pelo teor de aceptores inorgânicos de elétrons, sendo que o período entre a inundação do solo e início de metanogênese pode variar de acordo ao tipo de solo (MOSIER *et al.*, 2004). A maior absorção biológica de CH₄ ocorre pela oxidação por bactérias metanotróficas em solos bem drenados (XU *et al.*, 2003). Todas as bactérias metanotróficas são aeróbias obrigatórias uma vez que a enzima responsável pelo primeiro passo na oxidação de CH₄ é uma enzima monooxygenase (MMO), que requer O₂ molecular (MOSIER *et al.*, 2004).

Ao mesmo tempo em que a atividade biológica é responsável pela emissão de CH₄ nos ecossistemas, ela também exerce papel importante sobre o montante de gás emitido para a atmosfera, visto que parte do gás produzido pelas arqueias metanogênicas é consumida pelas bactérias metanotróficas (HANSEN & HANSEN, 1996, CONRAD, 2009). Em áreas alagadas, essas bactérias são mais abundantes na superfície do meio, evitando, na medida em que se estabelece um equilíbrio dinâmico, que o CH₄ em solução seja emitido para a atmosfera (HANSEN & HANSEN, 1996), no entanto a maior parte do gás é emitida através da formação de bolhas e pela sua difusão no aerênquima das plantas (LEMER & ROGER, 2001; CONRAD, 2009). De modo geral, a abundância de organismos metanotróficos está associada à capacidade do meio em fornecer CH₄ (NESBIT *et al.* 1992; BENDER *et al.*, 1995).

A inundação do solo altera o caráter da flora microbiana edáfica, diminuindo a concentração de O₂. A fermentação é um dos principais processos bioquímicos responsáveis pela decomposição de matéria orgânica em solos inundados, entre os principais produtos do processo fermentativo nestes solos estão o N₂, CH₄ e CO₂ que normalmente constituem a maior parte da fase gasosa dos solos alagados (MOSIER *et al.*, 2004).

As emissões de CH₄ provenientes de solos agrícolas tropicais constituem uma parte significativa das emissões globais anuais de CH₄, sendo os solos cultivados com lavouras de arroz irrigado, com presença de cupins, queimadas de biomassa e fermentação entérica os principais contribuintes (SMITH *et al.*, 2000; ROBERTSON & GRACE, 2004; MOSIER *et al.*, 2004).

O fluxo de CH₄ é o resultado líquido entre a produção oriunda da metanogênese e a oxidação por processos de metanotrofia (BAGGS *et al.*, 2006). Geralmente, solos não perturbados são considerados como agentes oxidantes de CH₄, porém, quando ocorre a conversão e a mobilização do solo para exploração agrícola, normalmente o solo atua como fonte de CH₄ para a atmosfera, intensificado com a utilização de fertilizantes nitrogenados (MOJEREMANE *et al.*, 2011). O amônio atua como inibidor da oxidação do CH₄ no solo ao competir pela enzima mono-oxygenase, encarregada de catalisar a oxidação de CH₄ (HUSTCH *et al.*, 1994; BOECKX *et al.*, 1997). A utilização de fertilizantes nitrogenados aumentam as emissões de N₂O decorrentes das altas taxas de nitrificação, mas principalmente da desnitrificação (STEHFEST E BOUWMAN, 2006); e ao mesmo tempo inibe a ação de micro-organismos metanotróficos, responsáveis pela oxidação do CH₄ no solo (ACTON e BAGGS, 2011). A acidificação do solo decorrente da adubação nitrogenada pode interferir no estabelecimento da população de bactérias metanotróficas, sendo que a faixa de pH adequada para maximizar a atividade das bactérias metanotróficas situa-se entre 5 - 7 (LERMER & ROGER, 2001).

A emissão de CH₄ na pastagem pode estar associada à maior retenção de água pelo solo, à maior presença de sítios de anaerobiose resultante principalmente do pisoteio de animais e ainda à deposição de dejetos neste solo. A deposição dos dejetos (fezes e urina) nas pastagens é uma importante fonte de CH₄ e N₂O para atmosfera (CERRI *et al.*, 2009). Sabe-se que o CH₄ é produzido tanto no rúmen como no intestino grosso. Assim, é concebível que os micro-organismos, incluindo as bactérias metanogênicas, sejam excretados e estejam presentes no material fecal acumulado, podendo assim continuar a fermentação de produtos de carbono sob certas condições ambientais (altas temperatura, umidade e ambiente anaeróbico) (GONZÁLEZ-AVALOS & RUIZ-SUÁREZ, 2001).

A composição do dejetos é determinada pela dieta animal, de modo que quanto maior o conteúdo de energia e a digestibilidade do alimento, maior a capacidade de produção de CH₄. Um gado alimentado com uma dieta de alta qualidade produz um dejetos altamente biodegradável,

com maior potencial de gerar metano, ao passo que um gado alimentado com uma dieta mais fibrosa produzirá um dejetos menos biodegradável, contendo material orgânico mais complexo, tal como celulose, hemicelulose e lignina. Esta segunda situação estaria mais associada ao gado criado a pasto em condições tropicais. As maiores emissões de metano provenientes de dejetos animais estão associadas a animais criados em manejo intensivo (DEMARCHI, 2009).

Os dejetos animais podem liberar quantidades significativas de N_2O e CH_4 durante o armazenamento (IPCC, 2007), entretanto, a magnitude dessas emissões pode variar. A quantidade de dejetos produzidos por dia, os teores de umidade, de matéria seca e a composição química também variam de acordo com o peso do animal, tipo de alimentação consumida, digestibilidade do alimento, quantidade de água ingerida, estação do ano, entre outros fatores (CAMPOS, 1997).

A compostagem, que consiste em uma forma sólida de manipulação de dejetos animais, diferente da forma líquida, é capaz de suprimir as emissões de CH_4 , entretanto, pode aumentar a formação de N_2O (PAUSTIAN *et al.*, 2004). Em certa medida, a emissão de CH_4 a partir de resíduos animais pode ser reduzida, através de práticas de alimentação (KULLING *et al.*, 2003.; HINDRICHSEN *et al.*, 2006), ou pela compostagem dos dejetos.

O fluxo líquido (emissão ou consumo) de CH_4 irá variar de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas no sistema (MOSIER *et al.*, 2004). O efeito da mudança no uso da terra de floresta ou pastagem para a agricultura pode reduzir pela metade ou em dois terços a capacidade do solo de atuar como dreno de CH_4 (SMITH & CONEN, 2004).

Estratégias agrícolas têm sido sugeridas para reduzir as emissões de CH_4 por meio da conservação do solo juntamente com sistemas de rotação de culturas, a ponto de restaurar o fator dreno dos solos agrícolas (USSIRI *et al.*, 2009). O consumo ou emissão de CH_4 dos solos sob sistema de semeadura direta (SSD) é dependente do período e do sistema de rotação de culturas (BAYER *et al.*, 2012). Desta forma, estima-se que a taxa de oxidação de CH_4 em SSD pode ser de 4,5 a 11 vezes maior quando comparado ao manejo convencional (JACINTHE E LAL, 2006).

A redução da necessidade de nitrogênio pela utilização de leguminosas contribui significativamente para o fator dreno de CH_4 do solo (FONTOURA E BAYER, 2009), pois o amônio compete com a enzima mono-oxygenase que oxida o CH_4 (MAJUMDAR E MITRA, 2004) a ser assimilado na massa microbiana ou transformado em CO_2 , que representa potencial menor de absorção de radiação solar em relação ao CH_4 (BOUWMAN, 1990).

Verchot *et al.* (2000) encontraram uma grande variação nas emissões e drenos de CH₄ em solos de pastagem. Durante o período de chuvas as pastagens apresentaram as maiores emissões de CH₄, e durante o período seco, oxidação desse gás. Os autores atribuem essa variação às diferenças de textura do solo, umidade e precipitação.

A conversão de áreas de floresta para pastagens ocasiona uma diminuição nas taxas totais de oxidação de metano. O potencial de oxidação de CH₄ pelos solos brasileiros sob vegetação nativa, culturas agrícolas e pastagens podem ser significativos e contribuir para a mitigação do efeito estufa. Porém o fluxo líquido de CH₄ irá variar de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas (MOSIER, 2004).

5.5 Mitigação da emissão de GEE pelos sistemas de integração

Além das características edáficas e climáticas, práticas de manejo também podem interferir nos processos do solo, influenciando assim a disponibilidade de nutrientes e condições de aeração dos solos, refletindo nas emissões de gases de efeito estufa.

As principais estratégias para redução da emissão dos GEE consistem em redução da queima de combustíveis fósseis, minimização de desmatamento e queimadas, manejo adequado do solo e, por fim, estratégias de maximização do sequestro de carbono (C) no solo. No contexto das duas últimas estratégias, o manejo do solo, com uso de práticas conservacionistas, é indiscutível para sua otimização (CARVALHO *et al.*, 2008).

A degradação de pastagens tornou-se um dos principais sinais da baixa sustentabilidade da pecuária, nas diferentes regiões brasileiras. O manejo inadequado do rebanho é considerado como a principal causa dessa degradação. Aidar & Kluthcouski (2003) alertam que, entre os principais problemas da pecuária brasileira, estão a degradação das pastagens e dos solos; o manejo animal inadequado; a baixa reposição de nutrientes no solo; os impedimentos físicos dos solos e os baixos investimentos tecnológicos. Tais restrições trazem consequências negativas para a sustentabilidade da pecuária, tais como: baixa oferta de forragens, perda de nutrientes do solo, (carbono e nitrogênio, que perdidos para a atmosfera em forma de gases e aumentam o fluxo de emissão de GEE), baixos índices zootécnicos e baixa produtividade de carne e leite por hectare, além de reduzido retorno econômico e ineficiência do sistema.

Portanto, para mitigar a emissão dos gases do efeito estufa, segundo Feigl *et al.* (2001), seria imprescindível melhorar o manejo das pastagens já implantadas. Convergente com essa

afirmação tem-se que se a recuperação das pastagens, por meio da adubação direta ou da integração lavoura-pecuária/ lavoura-pecuária-floresta for feita consoante com boas práticas de manejo, tal ação poderia desempenhar papel fundamental na melhoria da eficiência dos processos relacionados com a mitigação da emissão desses gases.

Macedo (2009) ressalta que os sistemas de iLP são alternativas para a recuperação de pastagens degradadas e para a agricultura anual, que melhoram a produção de palha para o SPD e as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Esses sistemas também possibilitam a utilização mais eficiente de equipamentos e o aumento de emprego e renda no campo.

Segundo Carvalho *et al.* (2010), os sistemas de iLP também vem exibindo considerável potencial de acúmulo de C no solo.

A elevação dos níveis de MOS e a melhoria da qualidade física do solo com a introdução das pastagens em áreas agrícolas com níveis adequados de fertilidade, demonstra que a iLP tem potencial para reduzir o impacto ambiental das atividades produtivas reduzindo as emissões de GEE, dando maior estabilidade à produção das culturas anuais e melhorando o aproveitamento da água e nutrientes (FRANCHINI *et al.*, 2010).

A inclusão do componente “florestal” aos subsistemas lavoura e pastagens representa um avanço inovador da iLP, surgindo o conceito de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF). Desta forma, podem-se classificar quatro modalidades de sistemas distintos de “integração”: (i) Integração Lavoura-Pecuária ou Agropastoril: sistema de produção que integra o componente agrícola e pecuário em rotação, consórcio ou sucessão; na mesma área e em um mesmo ano agrícola ou por múltiplos anos; (ii) Integração Pecuária-Floresta ou Silvipastoril: sistema de produção que integra o componente pecuário e florestal, em consórcio; (iii) Integração Lavoura-Floresta ou Silviagrícola: Sistema de produção que integram o componente florestal e agrícola, pela consorciação de espécies arbóreas com cultivos agrícolas (anuais ou perenes) e (iv) Integração Lavoura-Pecuária-Floresta ou Agrossilvipastoril: sistema de produção que integra os componentes agrícola, pecuário e florestal em rotação, consórcio ou sucessão, na mesma área. O componente “lavoura” restringe-se ou não a fase inicial de implantação do componente florestal.

A iLPF é uma estratégia de produção sustentável, que integra atividades agrícolas, pecuárias e florestais, realizadas na mesma área, em cultivo consorciado, em sucessão ou rotacionado, e busca efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema, contemplando

a adequação ambiental, a valorização do homem e a viabilidade econômica (BALBINO *et al.*, 2011).

Assim, a iLPF tem como principal objetivo a intensificação de uso da terra, fundamentando-se na integração dos componentes do sistema produtivo, visando atingir patamares cada vez mais elevados de qualidade do produto, qualidade ambiental e competitividade. Portanto apresenta-se como uma estratégia para maximizar efeitos desejáveis no ambiente, aliando o aumento da produtividade com a conservação de recursos naturais no processo de intensificação de uso das áreas já desmatadas no Brasil. Em estudo mais recente, Wruck *et al.*(2015) estimam uma área de mais de 4 milhões de hectares com sistemas de integração no Brasil, sendo 70% com sistema agropastoril (iLP), 15% com sistema silvipastoril (iPF), 10% com sistema agrossilvipastoril (iLPF) e 5% com sistema silviagrícola (iLF). De acordo com Balbino *et al.* (2011), existem cerca de 67,8 milhões de hectares de áreas aptas para serem utilizadas por diversos modelos de sistemas de integração no Brasil, sem a necessidade de abertura de novas áreas com vegetação nativa.

A iLPF pode contribuir para a recuperação de áreas degradadas, manutenção e reconstrução da cobertura florestal, promoção e geração de emprego e renda, adoção de boas práticas agropecuárias (BPA), melhoria das condições sociais, adequação da unidade produtiva à legislação ambiental e valorização de serviços ambientais oferecidos pelos agroecossistemas, tais como: (i) conservação dos recursos hídricos e edáficos; (ii) abrigo para os agentes polinizadores e de controle natural de insetos-pragas e doenças; (iii) fixação de carbono; (iv) redução da emissão de GEE; (v) reciclagem de nutrientes; e (vi) biorremediação do solo (MAPA, 2012 - Plano ABC).

Segundo Kichel e Miranda (2001), as principais vantagens do uso da Integração Lavoura Pecuária (iLP) são: recuperação mais eficiente da fertilidade do solo; facilidade da aplicação de práticas de conservação do solo; recuperação de pastagens com custos mais baixos; facilidade na renovação das pastagens; melhoria nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo; controle de pragas, doenças e plantas daninhas; aproveitamento do adubo residual; maior eficiência na utilização de máquinas, equipamentos e mão-de-obra; diversificação do sistema produtivo; e, aumento da produtividade do negócio agropecuário, tornando-o sustentável em termos econômicos e agroecológicos.

Alguns resultados de pesquisa com iLPF são citados por Vilela *et al.* (2008), como por exemplo, a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológica dos solos, e a importância de

sistemas mais diversificados para repor e manter a MOS e sua estrutura. Além disso, pastagens bem manejadas, de modo geral, têm potencial para aumentar o teor de carbono do solo, atenuando os efeitos das emissões de GEE.

Os sistemas de iLPF que contemplam os componentes madeireiro e pecuário, além da produção de madeiras e de ser uma tecnologia para mitigar emissões de GEE, atende a necessidade de bem-estar animal ao proporcionar proteção contra estresse térmico, promove a biodiversidade em sistemas produtivos e, incrementa o uso eficiente da terra com agregação de valor e renda para as áreas de pastagens (LEITE *et al.*, 2010).

Dentre as espécies florestais mais utilizadas em sistemas de integração no Brasil, destacam-se: eucaliptos, grevilea, pinus, acácia, mogno africano, entre outras. Tsukamoto Filho *et al.* (2004) relataram que o sistema agrossilvipastoril foi considerado o mais indicado para projetos de fixação de carbono, pois, na idade de cinco anos, o eucalipto fixou maior quantidade de carbono do que nos sistemas tradicionais. Observou também que a quantidade de C fixado pelo eucalipto, no sistema iLPF variou de 3,80 a 80,67 Mg ha⁻¹ de C (do 1º ao 11º ano), devendo ser ressaltado que na idade de rotação técnica (em torno de 5 anos) de volume de madeira, o total fixado foi de 52,82 Mg ha⁻¹ de C e na idade de rotação econômica (época de venda de madeira) de 59,25 Mg ha⁻¹ de C. Em termos de CO₂, os números foram de 193,33 Mg ha⁻¹ sequestradas na rotação técnica e de 216,84 Mg ha⁻¹ na rotação econômica. Portanto, o sistema iLPF foi considerado o mais indicado para projetos de fixação de C, pois na idade de 5 anos o eucalipto nesse sistema fixou maior quantidade de C que nos espaçamentos tradicionais. As culturas agrícolas e a pastagem provocaram a antecipação da rotação técnica de C no sistema iLPF. Esse sistema fixou mais C que o eucalipto em monocultivo, plantado nos espaçamentos 3 x 2 m e 3 x 3 m, que os monocultivos de arroz e soja e que a pastagem a céu aberto. Isso reflete o potencial dos sistemas integrados para o abatimento das emissões de gases de efeito estufa nos sistemas de produção agropecuários.

As diferentes modalidades de iLPF (silvipastoril, silviagrícola, agropastoril e agrossilvipastoril), implantadas em agroecossistemas com diferentes tipos de solos (diferentes textura, fertilidade, estrutura, etc.), merecem especial atenção e estudos devem ser realizados, especialmente sobre: física dos solos (densidade, compactação, resistência à penetração, estabilidade de agregados, porosidade, dinâmica e retenção hídrica, etc.); atividade biológica (macro, meso e microbiologia); e fertilidade do solo e reciclagem de nutrientes. Portanto, devem

ser incentivadas as avaliações ecofisiológicas de diferentes culturas agrícolas, espécies forrageiras e arbóreas, nas várias modalidades de iLPF e nos diferentes biomas brasileiros.

6. MATERIAL E MÉTODO

6.1 Local do Experimento

O experimento foi desenvolvido na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Pecuária Sudeste) na Fazenda Canchim, na cidade de São Carlos, estado de São Paulo (21 ° 57'S, 47 ° 50'W, 860 m de altitude) de outubro de 2013 (primavera) a agosto de 2014 (inverno), com coletas em todas as estações do ano. A área possui relevo plano a suave ondulado com declives de 3% a 5%. O solo das áreas de estudo foi classificado como Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico textura médio-argilosa (Calderano Filho et al., 1998). O clima da região é classificado como Tropical de Altitude (Cwa), segundo Köppen com duas estações bem definidas: inverno seco, de abril a setembro com temperatura média de 19,9°C e 250 mm de chuva e verões quentes e chuvosos, de outubro a março com temperatura média de 23,0°C e 1100 mm de chuva. A temperatura média anual é de 21,5°C e a umidade relativa do ar média anual é de 75,6% (Pezzopane et al., 2014).

6.2 Implantação do sistema de Integração

As áreas experimentais compreendem a floresta estacional semidecidual (Bioma Mata Atlântica) e os cinco distintos sistemas de produção (Figura 2 e 3).

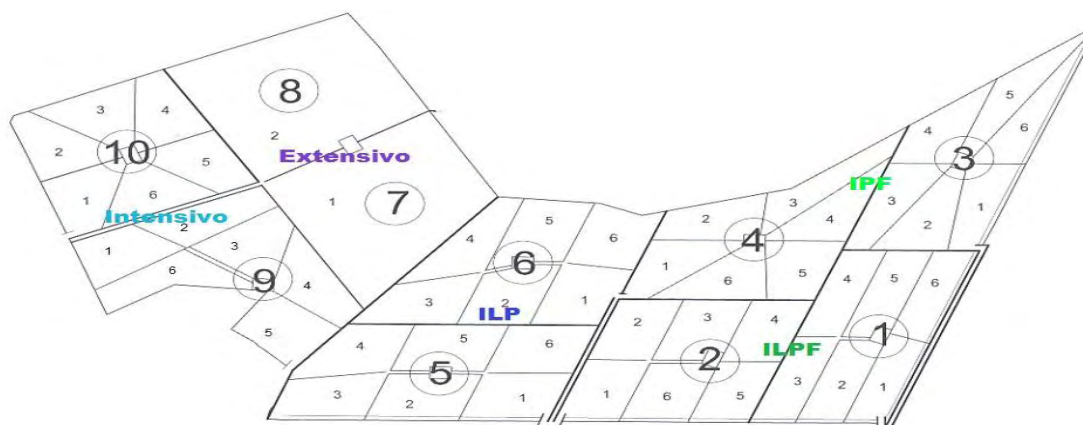
Figura 2. Vista aérea das áreas experimentais (delineado em branco a área correspondente aos sistemas de produção e logo acima a mata).



Fonte: Google Earth

A área experimental era muito uniforme quanto às condições edáficas e de relevo. Foram estabelecidos os sistemas de produção com duas repetições de área cada um, arranjadas dentro e fora das áreas plantadas com o eucalipto. As áreas 1 e 2 compreendem os sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF), a 3 e 4 está estabelecido os sistemas de integração pecuária-floresta (iPF), nas áreas 5 e 6 os sistemas de integração lavoura-pecuária (iLP), as áreas 7 e 8 não foram renovadas e permanecem desde 2007 no sistema extensivo com pastagem de *Brachiaria decumbens*, e as áreas 9 e 10 compreendem o sistema intensivo (Figura 3).

Figura 3. Mapa descritivo das áreas dos sistemas de produção.



Fonte: Embrapa Pecuária Sudeste

Até o ano de 2007, todas as áreas descritas eram formadas por pastagem de *Brachiaria decumbens*, e após esse ano todos os sistemas (exceto o sistema extensivo) sofreram renovações de pastagens.

O sistema intensivo que compreende uma área de 3 hectares divididos em seis piquetes de 0,5 hectares, no ano de 2007 teve a pastagem renovada e passou a ser formada por *Urochloa brizantha* cv. *Piatã*, com taxa de lotação de 2 a 3 UA/ha nas águas e 0,8 a 1,0 UA/ha na época das secas, com um período de ocupação de 6 dias e 30 dias de descanso.

Já nos sistemas de iLPF e iLP que também são constituídos cada um por 3 hectares divididos em seis piquetes de 0,5 hectares, sendo que a cada ano 1/3 da área é renovada por meio do plantio de uma cultura para silagem em consórcio com a pastagem, de forma que a cada três anos toda a área é renovada. Em todas as safras e com todas as culturas foi realizada simultaneamente a ressemeadura do capim *Piatã*. No período de safra (novembro a outubro) do ano de 2005/2006 utilizou-se aproximadamente 1/3 das áreas para o cultivo do milho (*Zea mays* L.) variedade BRS 2020 (híbrido duplo), e nas safras dos anos de 2006/2007, 2007/2008 foi feito o cultivo de sorgo (*Sorghum bicolor* L.Moench) variedade BRS 610- híbrido. Depois essa renovação passou a ser realizada novamente com o cultivo do milho, sendo que em 2013 a cultura do milho foi com o híbrido transgênico DKR 390 PRO 2. Toda produção das lavouras foram destinadas para produção de silagem.

Dessa forma, desde o ano de 2007 a pastagem foi renovada (em sucessão com a lavoura), formando as áreas por *Urochloa brizantha* cv. *Piatã*. Foi feita a rotação entre lavoura e pastagem (1 ano com lavoura e 3 anos com pastagem rotacionada) com taxa de lotação de 2 a 3 UA/ha nas águas e 0,8 a 1,0 UA/ha na época das secas, com um período de ocupação de 6 dias e 30 dias de descanso.

Em abril de 2011, nos sistemas de iPF e iLPF foi plantada a floresta de eucalipto (*Eucalyptus urograndis* clone *GG100*) com um espaçamento de 15 metros entre linhas e 2 metros entre plantas, resultando em uma densidade de 333 árvores por hectare.

6.3 Adubação nitrogenada e plantio da lavoura

Nos sistemas de iLP, iPF, iLPF e intensivo as pastagens foram adubadas a lanço na safra 2013/14 com 156,6 kg de N ha⁻¹ ano, aplicados parceladamente em doses iguais em quatro fertilizações, duas na forma de ureia e duas na forma de sulfato de amônio, além da correção com

2 toneladas/ ha de calcário dolomítico. Nesse ano não houve adubação de fósforo e potássio. Na safra 2014/15 com 202 kg de N ha⁻¹ ano, aplicados parceladamente em cinco fertilizações com doses iguais de ureia (40,4 kg⁻¹ ha por aplicação de N-ureia).

O sistema extensivo não recebeu nenhum tipo de fertilização ou correção do solo.

Todas as fertilizações foram realizadas um dia antes do início das coletas de gases de cada estação (primavera e verão), conforme o cronograma abaixo (Figura 4):

Figura 4. Cronograma de adubação dos sistemas iPF e Intensivo.



Fonte: Própria autoria

Contudo, nos sistemas que incluíam o componente lavoura, sendo eles iLP e iLPF, a área foi dividida, designando 1 hectare para o plantio do milho ou sorgo e as adubações de plantio eram feitas com 400 kg/ ha de fertilizante 08-26-16 e a adubação de cobertura com 500 kg /ha de adubo 20-05-20, realizadas da seguinte maneira (Figura 5):

Figura 5: Cronograma de adubação e plantio da lavoura nos sistemas iLP e iLPF.



Fonte: Própria autoria

Nas áreas do iLP e iLPF destinadas ao plantio do milho (1ha), as coletas foram realizadas em duas épocas: após o plantio e após a fertilização de cobertura da cultura para a realização das análises de emissão de N₂O e CH₄. No entanto, os resultados dessas áreas

especificamente não fazem parte dessa dissertação.

6.4 Coleta para medição do fluxo dos gases de efeito estufa do solo

Para mensurar os fluxos de N_2O e CH_4 foi utilizado o protocolo proposto por Zanatta *et al.* (2014), baseado em Parkin e Venterea (2010), e foram coletadas amostras de ar provenientes de “câmaras estáticas” confeccionadas de cloreto de polivinil (PVC), compostas por duas partes independentes do tipo base-corpo (Figura 6).

Figura 6. Câmara estática de PVC utilizada na coleta de gases.



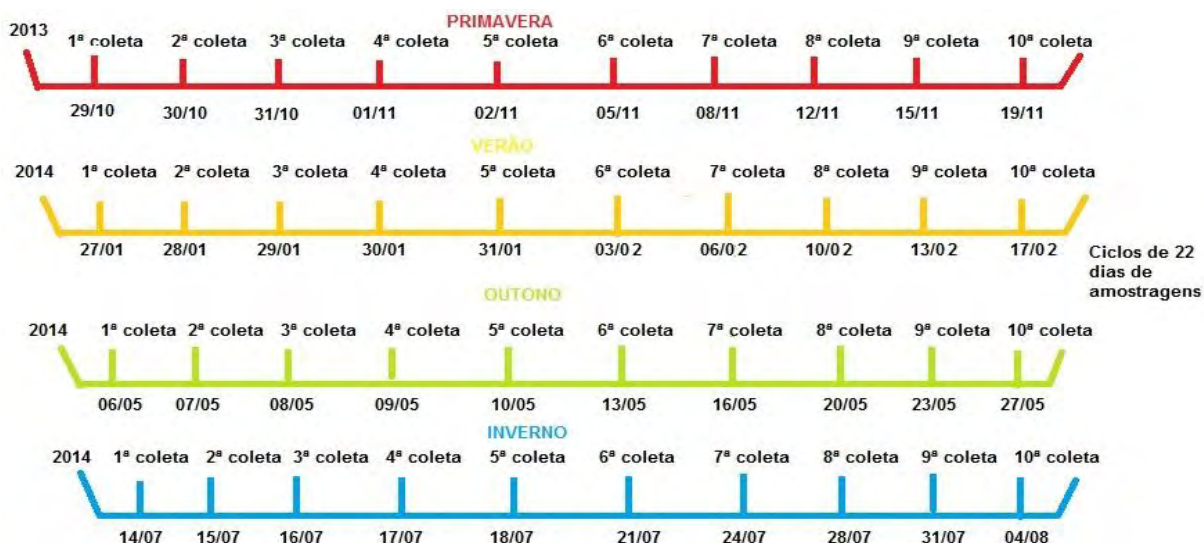
Fonte: Embrapa Pecuária Sudeste

A profundidade da base cilíndrica que foi cravada abaixo do solo foi de 5 centímetros e essa foi instalada 24 horas antes do início das coletas e permaneceu instalada durante todo o período de avaliação (22 dias de cada ciclo de amostragens). O corpo da câmara tinha 17 centímetros de altura e 30 centímetros de diâmetro, com septo de borracha e foi recoberto por material isolante (manta térmica de telhado metalizada). A tampa tinha 6,5 centímetros de altura e 30 centímetros de diâmetro, de maneira que o sistema permanecesse totalmente vedado durante o período de coleta. A tampa da câmara possuía um orifício, onde foi adaptada uma válvula com saída “*luer lock*” do tipo três vias para conectar as seringas e retirar amostras de ar e outro orifício para inserir o termômetro digital (tipo espeto) no momento das coletas. Foram usadas seis câmaras por tratamento (ILPF, IPF, ILP, Extensivo, Intensivo e a Floresta do bioma Mata Atlântica), sendo utilizadas três câmaras (repetições) por bloco (área de pastagem ou parcelas na

floresta) em cada amostragem. Por ocasião da fertilização nitrogenada, o local de instalação das câmaras foi protegido com material impermeável para não receber o fertilizante. A fertilização dentro das câmaras foi feita com dose de fertilizante equivalente à fertilização externa, sendo pesada e distribuída no interior da câmara de forma uniforme a quantidade exata de fertilizante destinada aquela área. Esse procedimento foi realizado para garantir a aplicação correta da dose prevista e a distribuição uniforme dentro das câmaras. Todas as câmaras eram devidamente identificadas de acordo com a área as quais pertenciam e a sequência de coleta de cada uma. As câmaras eram dispostas aleatoriamente a cada nova coleta nas áreas experimentais, sem previsão dos locais contaminados por urina e fezes de animais, dado que é conhecido já que fezes e urina são depositados dispersivamente nos piquetes dificultando a escolha de áreas sem essa interferência, além do que pastagens com áreas de altas concentrações de nitrogênio, derivado da urina e/ou fezes de animais, resultam em perdas de N ao ambiente através da emissão de óxido nítrico (N₂O), volatilização de amônia (NH₃), lixiviação de nitrito (NO₂) e principalmente nitrato (Gusmão *et. al.*, 2015), logo, incluindo esse fator, foi obtido o valor total de emissão dos gases.

Antes de iniciar as coletas, as tampas das câmaras que permaneciam destampadas, eram devidamente vedadas junto ao corpo. As coletas de gases foram realizadas no sistema de pastagem de cada área, por cinco dias consecutivos, e depois alternando aproximadamente a cada dois dias até completar um total de dez coletas em cada estação (Primavera, Verão, Outono e Inverno), abrangendo 22 dias de amostragens em cada ciclo (Figura 7).

Figura 7. Cronograma dos dias de amostragens em cada estação



As coletas das amostras gasosas de todas as áreas iniciavam-se entre 8 e 10 horas da manhã, horário representativo da média diária de emissão nesse local. Efetuou-se as coletas em três tempos – tempo 0 (inicial), tempo 30 (30 minutos após o tempo 0) e tempo 60 (60 minutos após o início da coleta). As amostras de ar eram retiradas das câmaras com seringas de polipropileno de 20 mL, e as duas primeiras aspirações eram descartadas, sendo a terceira a amostra verdadeira.

Após cada aspiração as amostras de cada câmara, tempo e área individualmente, eram transferidas para frascos de vidro (vials) evacuados, próprios para cromatografia gasosa, identificados e fechados com septos de borracha e lacres para posterior análise em cromatógrafo. Durante cada tempo de coleta eram realizadas as medições de temperatura interna de cada câmara, utilizando um termômetro digital (de no mínimo uma casa decimal). Todas as informações (horário das coletas, temperatura interna de cada câmara e qualquer observação necessária) eram descritas em planilhas referente à área pertencente.

6.5 Análise da cromatografia gasosa

Após realizada as coletas em todas as áreas, os vials contendo as amostras de gases foram encaminhados para o laboratório de cromatografia para análise.

A cromatografia gasosa é uma técnica de separação e análise de misturas por interação dos seus componentes. A amostra é vaporizada e introduzida em um fluxo de um gás adequado, denominado de fase móvel (FM) ou gás de arraste. Este fluxo de gás com a amostra vaporizada passa por um tubo contendo a fase estacionária (FE- coluna cromatográfica) onde ocorre a separação da mistura. As substâncias separadas saem da coluna dissolvida no gás de arraste e passam por um detector, dispositivo que gera um sinal elétrico proporcional à quantidade de material eluido. O registro deste sinal em função do tempo é o cromatograma, sendo que as substâncias aparecem nele como picos com área proporcional à sua massa, possibilitando a análise quantitativa.

Os vials eram dispostos nas bandejas do cromatógrafo, seguindo a mesma sequência estabelecida no software (Chromeleon Console) interligado ao cromatógrafo. O cromatógrafo utilizado na leitura das amostras é o Thermo Scientific – modelo Trace 1310, com injetor automático e dois tipos de detectores: o TCD – seletividade universal e detectabilidade de 1ng - e o ECD – seletividade de haletos, nitratos, nitrilas, peróxidos, anidros e organometálicos, com

detectabilidade de 50fg, com um tempo de leitura de aproximadamente 6,5 minutos por vial.

Com os resultados obtidos do cromatógrafo, foram realizados os cálculos dos fluxos (emissão ou consumo) de gases. Inicialmente, com a concentração das amostras retiradas das câmaras, calcula-se a taxa de incremento do gás nos tempos (0, 30 e 60 minutos), considerando-se o modelo de ajuste linear.

Após a obtenção do melhor ajuste no incremento do gás dentro da câmara, o fluxo pode ser obtido pela seguinte fórmula: $F(dC/dt) = (\Delta C/\Delta t).(M/V_m).V/A$; onde, $\Delta C/\Delta t$ é a taxa de variação do gás dentro da câmara em determinado tempo (ppm/minutos); M é o peso molecular (g); V_m é o volume molecular do gás (1 mol ocupa 22,4 L nas CNTP); V é o volume (dm^3) e A é a área da câmara (cm^2). O volume molecular precisa ser corrigido para a temperatura no interior da câmara (T) durante a amostragem.

6.6 Coleta de amostras de solo.

Simultaneamente às coletas de gases coletaram-se também amostras do solo de cada área experimental com uma pá reta, na profundidade de 5 centímetros do solo, em local próximo às câmaras estáticas e a quantidade de solo coletada (aproximadamente 300g) era depositada em sacos plásticos limpos, secos e devidamente identificados.

Após a coleta, as amostras de solo foram armazenadas em freezer para posterior análise.

6.7 Metodologias de análises do solo

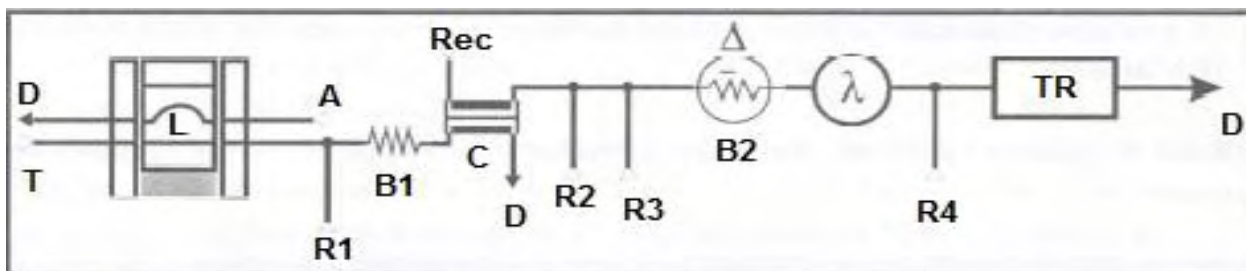
Nas amostras de solo coletadas foram realizadas as seguintes análises:

- Fertilidade do solo: Foi realizada a avaliação da disponibilidade de nutrientes no solo de todas as áreas dos sistemas de produção e na floresta, em geral, com base na análise de fertilidade. Analisou os teores de pH, Matéria Orgânica, Fósforo, Potássio, Cálcio, Magnésio, Alumínio, e as determinações: CTC e V%. Sendo que o fósforo, potássio, cálcio e magnésio foram determinados pela extração com resina, com posterior leitura do fósforo em colorimetria, potássio em fotômetro de chama, cálcio e magnésio em espectrofotômetro de absorção atômica. O pH foi extraído em $CaCl_2$, Al extração com KCl 1 Molar e determinado por titulação (EMBRAPA, 1997).
- N-Total e Nitrogênio Mineral ($N-NH_4$ e $N-NO_2 + N-NO_3$): Primeiramente foi feita a extração do nitrogênio, pesando cerca de 30 gramas do solo e adicionando a este, 150 mL da

solução de cloreto de potássio (KCl a 2 mol L^{-1}) e agitando por aproximadamente 30 minutos (220 rpm). Após esse procedimento o extrato foi filtrado em papéis de filtro qualitativo dobrados de forma pregueada para receber a solução após a extração.

Para quantificação do N total, amônio e nitrato, as amostras foram analisadas pelo método FIA de análise por injeção em fluxo (Figura 8), fundamentado na injeção da amostra em um fluxo transportador, originando uma zona de amostra reproduzível, que sofre dispersão contínua durante seu transporte. Após receber os reagentes, o fluxo é direcionado ao detector, onde são realizadas as leituras pertinentes, por meio da intensidade do sinal analítico resultante (LEMOS et al., 2002).

Figura 8: Diagrama de fluxos para a determinação de nitrogênio amoniacal (NH_4^+).



A amostra (A), obtida a partir da extração do solo com solução de KCl é aspirada para preencher a alça de amostragem ($L = 100 \text{ cm}$, $500 \mu\text{L}$), que define o volume exato de amostra a ser introduzido no sistema, sendo o excesso descartado (D). A porção selecionada é introduzida no fluxo transportador (T, água a $1,7 \text{ mL min}^{-1}$), recebe a solução de base forte (R1 NaOH $1,5 \text{ mol L}^{-1}$ a $4,0 \text{ mL min}^{-1}$), atravessa a bobina B1 (30 cm) para perfeita homogeneização e conversão do NH_4^+ em NH_3 pelo aumento do valor do pH. O fluxo de NH_3 é transportado por meio de uma câmara de difusão gasosa (C) contendo uma membrana impermeável seletiva a gases através da qual a NH_3 é difundida e recebida em outro fluxo contendo solução básica (Rec, NaOH $0,75 \text{ mol L}^{-1}$ a $1,7 \text{ mL min}^{-1}$) existente na parte superior da câmara; o gás NH_3 difundido recebe o reagente à base de ácido salicílico e nitroprussiato de sódio (R2, $0,6 \text{ mL min}^{-1}$) e o hipoclorito (R3, $0,4 \text{ mL min}^{-1}$); após passar pela bobina de reação (B2, 300 cm, 37°C), a amostra processada atinge a célula de fluxo do espectrofotômetro ($\lambda = 660 \text{ nm}$), apresentando sinal proporcional ao conteúdo total de nitrogênio na amostra (Figura 9), sendo em seguida direcionada ao tratamento (TR) e, finalmente, descartada. Os teores de NH_4^+ nas amostras são obtidos a partir da relação

entre valor de absorvância x concentração (LEMOS *et al.*, 2002)

Figura 9: Método de análise por injeção em fluxo (FIA) e o espectrofotômetro



Fonte: Própria autoria

Para a determinação da quantidade de nitrogênio total foi inserida uma coluna de redução de zinco metálico. E por diferença entre os valores obtidos de nitrogênio total e amônio, conhece a quantidade de nitrato presente em cada amostra.

- Densidade aparente: A densidade do solo ou densidade aparente relaciona a massa do solo ao volume ocupado por essa massa mais seu espaço poroso. Essa análise foi realizada pelo método do anel volumétrico, que se baseia na coleta de amostras utilizando um anel de aço de bordas cortantes, cujo volume interno é, em geral, de 100 cm³, conhecido como anel de Kopecky. As amostras de solo foram colocadas em estufa a 105° C e retiradas após 48h. Posteriormente, depois de esfriar, foram pesadas e calculou-se a densidade do solo com a seguinte expressão:

Densidade aparente (kg.dm⁻³) = a/b, onde a = massa (kg) da amostra seca a 105° C e b = volume do anel de Kopecky (dm⁻³).

- Densidade da partícula do solo: Para realizar essa análise, pesou 20g de solo e levou a estufa a 110°C por um período de 12 horas. Após transferiu a amostra para um balão volumétrico de 50 mL e adicionou álcool etílico até completar o volume total do balão e anotou o volume de álcool utilizado.

O cálculo utilizado para obter a densidade da partícula foi :

Densidade de partículas (g. cm^{-3}) = $a / 50 - b$, onde a = peso da amostra seca a 105°C e b = volume de álcool gasto.

- Umidade gravimétrica: Para determinar o teor de umidade presente na amostra de solo, primeiramente pesou a amostra natural e depois transferiu para estufa a 110°C por um período de 24 horas. Após esse procedimento, colocou as amostras em um dessecador para esfriar e pesou novamente.

Calculou-se a umidade gravimétrica com a seguinte fórmula:

Umidade gravimétrica = $100 (a - b) / b$, onde a = peso da amostra úmida (g) e b = peso da amostra seca (g).

- Espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA%): Determina o volume de poros totais do solo ocupado por água. Para calcular o espaço poroso do solo utiliza-se o seguinte cálculo, descrito por Paul & Clark (1996):

%EPSA = $U \times da / 1 - (da / dp)$, em que U é a umidade gravimétrica do solo (g g^{-1}); da é a densidade aparente do solo (g cm^{-3}); e dp é a densidade de partículas do solo (g cm^{-3}).

- Temperatura do solo: a temperatura do solo foi mensurada nos dias de coleta dos gases com um termopar digital (cobre Constantan), confeccionado na Embrapa Pecuária Sudeste.

6.8 Análise Estatística.

Os dados foram analisados pelo procedimento MIXED do SAS (SAS Institute, 2002) após a verificação de “outliers” e a normalidade dos resíduos pelo teste Shapiro-Wilk (PROC UNIVARIATE).

Os dados foram analisados de acordo com o Proc Mixed para modelos mistos, tendo as estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) como medidas repetidas. Para as análises, dentre as 15 diferentes estruturas de covariância testadas, a que melhor se ajustou ao modelo estatístico foi escolhida baseado no menor valor do critério de informação Akaike corrigido (AICC) (WANG; GOONEWARDENE, 2004). O modelo incluiu efeitos fixos de Tratamento (iLPF, iLP, iPF, sistema Extensivo, Intensivo e a Floresta) e estações do ano (primavera, verão, outono e inverno) e as interações duplas em um arranjo fatorial 6×4 . Efeito de bloco e câmaras foi incluído no modelo como efeito aleatório.

Realizou da mesma forma, a análise de correlação de Pearson entre as variáveis respostas (índices de emissões de CH_4 e N_2O) e os fatores edafoclimáticos explicativos (temperatura

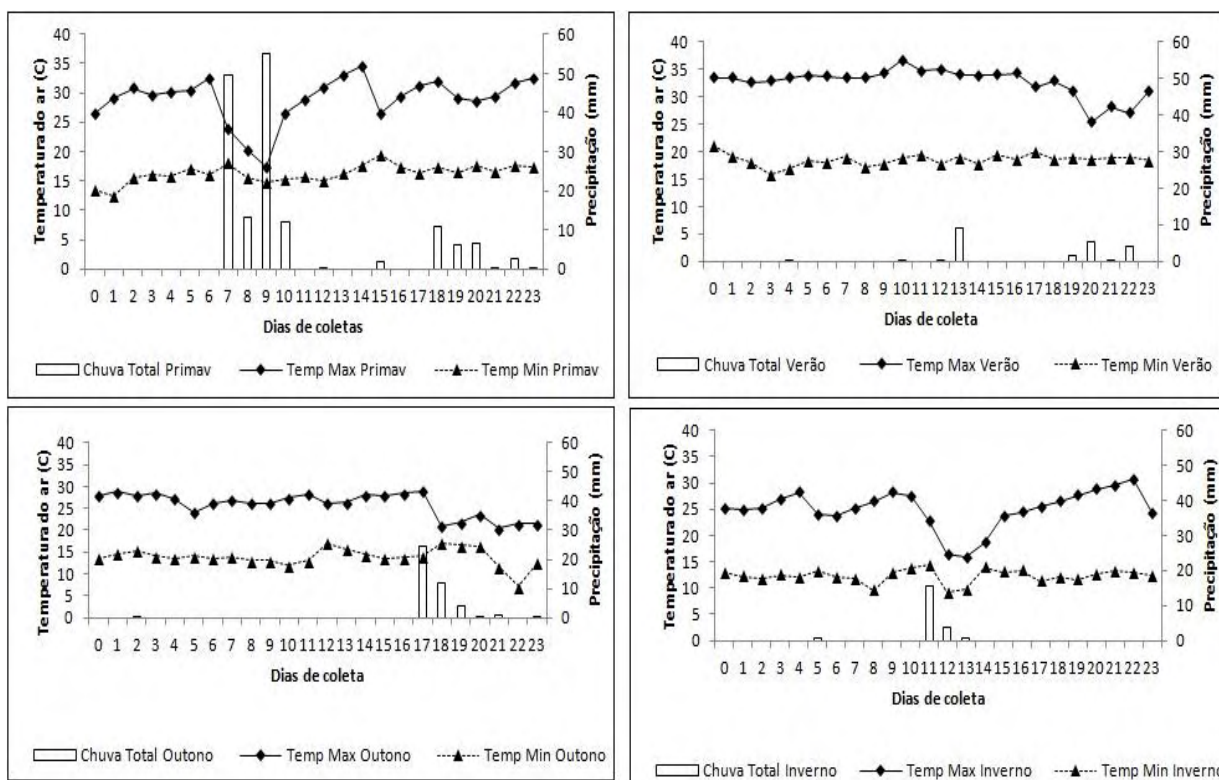
máxima, mínima e média; umidade relativa do ar, precipitação, umidade do solo, espaço poroso do solo ocupado por água, nitrogênio total, amônio e nitrato). Para todos os testes realizados foi adotado o nível de significância de 5%.

7. RESULTADOS

7.1 Condições meteorológicas

Ao longo do período experimental, foram medidos diariamente as temperaturas máxima, mínima e precipitação pluviométrica. As avaliações meteorológicas iniciaram um dia antes do início de cada ciclo de coleta (dia 0) e finalizaram um dia após o término das coletas em todas as estações do ano (Figura 10), completando somente para essas avaliações (meteorológicas), ciclos de 24 dias de amostragens por estação.

Figura 10. Temperatura máxima (Temp. Max), temperatura mínima (Temp. Min.) e precipitação pluviométrica total em cada estação nos ciclos de avaliação*.



Fonte: Própria autoria *Ciclo de avaliação da primavera: 28/10 a 20/11/2013 / do verão: 26/01 a 18/02/2014 / do outono: 05/05 a 28/05/2014 / do inverno: 13/07 a 05/08/2014.

De acordo com as avaliações das condições meteorológicas, observa-se o baixo volume de chuva durante esse ano experimental, onde nas estações de primavera e verão tipicamente chuvosas, os valores acumulados de precipitação pluviométrica durante os 24 dias de amostragens de cada estação, foram de 158,8 e 21,6 mm respectivamente, considerando também que nessas estações as chuvas foram sazonais no período das avaliações. Durante o outono e inverno, que o clima é predominantemente mais seco, os teores acumulados de chuva foram de 41,8 e 20,4 mm respectivamente, nos 24 dias de amostragens de cada estação.

As temperaturas mantiveram valores dentro do esperado para cada estação do ano, com média de valores para temperatura média de 24,7°C no verão e 17,5°C no inverno.

7.2 Condições edáficas do Solo

Para melhor caracterização dos parâmetros edáficos envolvendo o Latossolo das áreas experimentais, foi realizada a análise de fertilidade, densidade do solo e de partículas em todos os sistemas de produção e na floresta (Tabela 1).

Tabela 1. Fertilidade do solo e valores de densidade do solo e de partículas das áreas referentes aos sistemas de produção pecuária e a floresta.

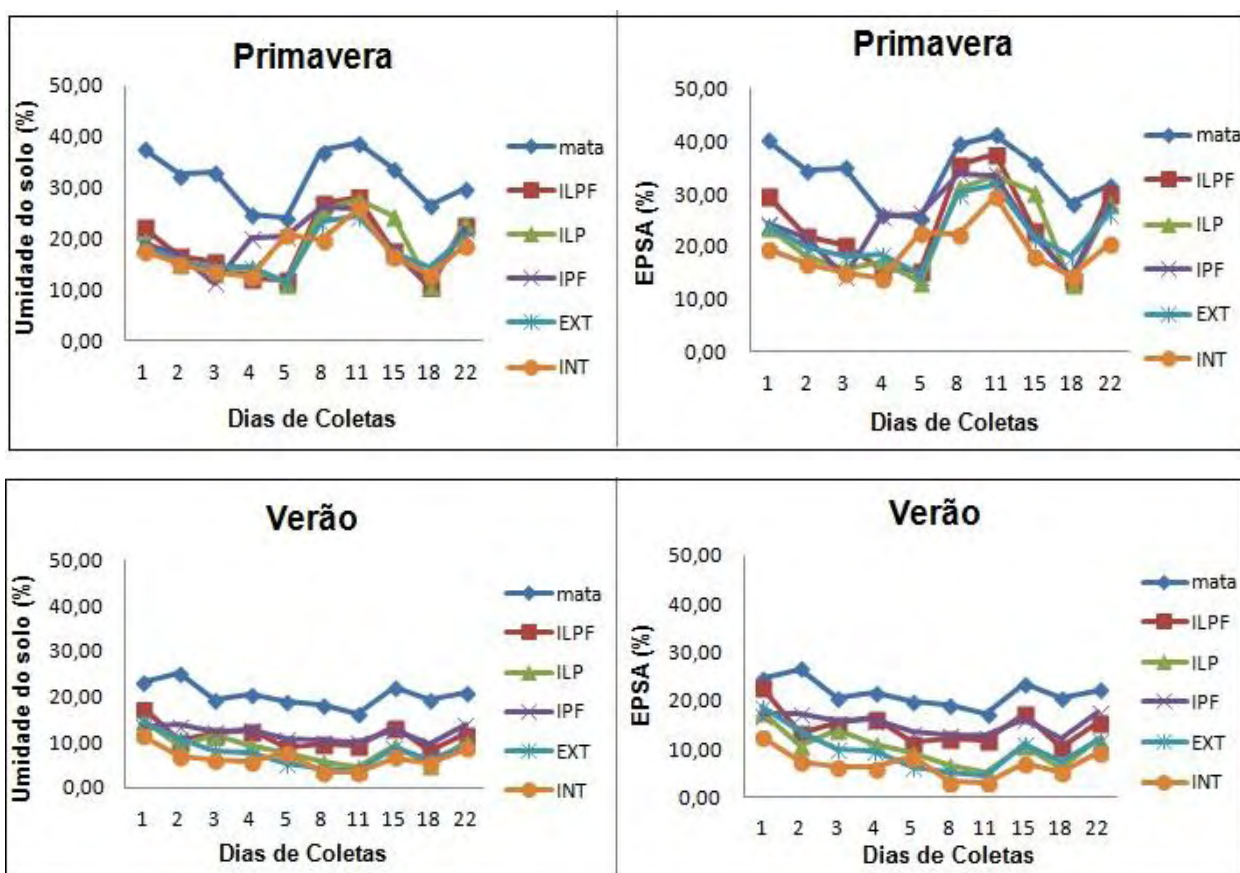
	pH	P res	M.O.	K	Ca	Mg	Al	CTC	V	Densidade solo	Densidade partícula
Sistemas	(CaCl ₂)	mg.dm ⁻³	g.dm ⁻³	mmolc.dm ⁻³					%	kg.dm ⁻³	
ILPF	5.0	13.0	28.0	2.2	14.0	9.0	1.0	53.7	46.9	1.34	2.03
IPF	4.7	9.0	29.0	1.7	13.0	7.5	1.5	52.7	42.0	1.31	2.01
ILP	4.9	9.5	30.0	2.1	13.5	7.5	1.5	52.1	44.4	1.24	2.11
Extensivo	4.5	5.0	29.5	1.8	12.0	6.0	2.0	55.8	35.5	1.31	2.09
Intensivo	4.7	8.5	29.5	2.1	13.5	6.5	2.0	54.1	40.9	1.14	1.89
Floresta	6.0	10.0	37.9	2.0	88.5	17.6	0.3	132.3	75.5	1.08	2.22

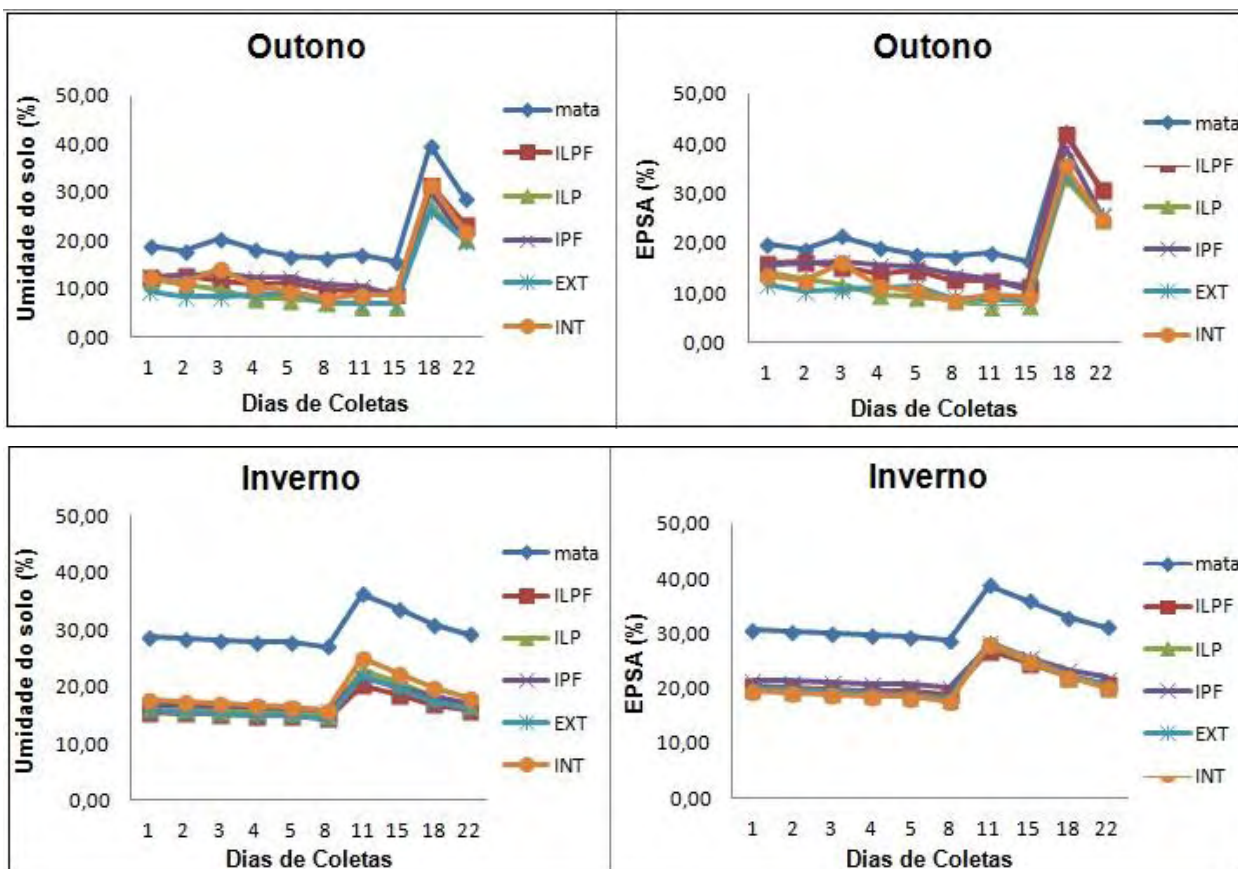
No decorrer dos 22 dias de cada ciclo de amostragens das estações do ano, calculou-se também os percentuais médios de umidade e espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA), com o objetivo de verificar a associação entre esses valores com a emissão do N₂O e CH₄ (Tabelas 2 e 3).

Houve diferença significativa entre os sistemas de produção e a floresta ($p < 0,0001$) e as estações do ano ($p < 0,0001$) para os teores de umidade e EPSA. Verificou-se ainda a interação entre os tratamentos e as quatro estações do ano ($p < 0,0001$).

Os resultados confirmaram a dependência entre os índices de umidade do solo e o percentual de EPSA distintos em cada estação do ano (Figura 11).

Figura 11: Umidade e espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA%) dos sistemas de produção e da floresta durante os ciclos de avaliações nas estações do ano*.





Fonte: Própria autoria *Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014.

Vale ressaltar também a interferência, dos índices de precipitação pluviométrica nos teores de umidade e EPSA. Ao analisar as condições meteorológicas do mesmo período, verifica-se que logo após os dias de maiores volumes de chuvas, as taxas de umidade e espaço poroso do solo consequentemente também aumentavam. Circunstância essa mais evidenciada na estação da primavera, que concentrou as maiores intensidades de chuvas entre os 7º e 10º; 18º e 20º dias de coletas, causando aumento nos teores de umidade e EPSA nesses dias.

Observando as estações do ano constatou-se um comportamento atípico quanto aos teores de umidade do solo e EPSA. No verão foram obtidos os menores valores médios de EPSA e umidade no solo (Tabela 2 e 3), inferiores inclusive aos observados no inverno, que é uma estação tipicamente seca, mas que durante os dias de amostragens obteve um volume acumulado de chuva maior que observado no verão no período de avaliação dos gases.

Os teores de umidade do solo e de EPSA da floresta sempre foram os maiores seguidos dos sistemas de iLPF e iPF, especialmente (Tabela 2 e 3). Situação que pode ser explicada pela presença do componente arbóreo nesses sistemas.

Tabela 2: Umidade do solo (%) nos sistemas de produção e na floresta avaliados durante os ciclos de avaliações nas estações do ano.

TRATAMENTOS	ESTAÇÕES				MÉDIAS TRATAMENTOS
	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO	
FLORESTA	31,71 aA	20,41 aB	21,27 aB	29,69 aA	25,77 A
ILPF	18,46 bA	11,24 bC	14,51 bB	16,07 bAB	15,07 BC
ILP	18,61 bA	8,75 bcC	11,96 bB	17,23 bA	14,14 BC
IPF	19,14 bA	11,99 bC	14,65 bBC	17,46 bAB	15,81 B
INT	17,17 bA	6,48 cC	14,01 bB	18,48 bA	14,03 BC
EXT	17,48 bA	7,79 cC	11,43 bB	16,44 bA	13,29 C
MÉDIAS ESTAÇÕES	20,43 a	11,11 c	14,64 b	19,23 a	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Erro padrão da média: 0,50. *Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014.

Tabela 3: Espaço poroso do solo ocupado por água (%) nos sistemas de produção e na floresta avaliados durante os ciclos de avaliações nas estações do ano.

TRATAMENTOS	ESTAÇÕES				MÉDIAS TRATAMENTOS
	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO	
FLORESTA	33,47 aA	21,53 aB	22,46 aB	31,53 aA	27,24 A
ILPF	24,39 bA	14,53 bC	18,92 abB	21,08 bAB	19,73 BC
ILP	22,50 bcA	10,29 cC	14,28 cB	20,65 bA	16,93 D
IPF	24,53 bA	15,11 bB	17,58 bcB	22,31 bA	19,88 B
INT	19,25 cA	6,90 cC	14,78 bcB	20,59 bA	15,38 D
EXT	22,59 bcA	9,77 cC	14,54 cB	21,08 bA	17,00 CD
MÉDIAS ESTAÇÕES	24,45 a	13,02 d	17,09 c	22,87 b	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. Erro padrão da média: 0,54. *Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014.

Foram avaliados os teores de N total, amônio e nitrato à 5 cm de profundidade do solo, e os resultados estão apresentados nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 4: Nitrogênio total (mg.kg^{-1}) no solo para os diferentes sistemas de produção e a floresta.

TRATAMENTOS	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO	MÉDIAS
	Nitrogênio Total (mg.kg^{-1})				TRATAMENTOS
FLORESTA	1,41aB	60,48 bA	43,07 aA	36,61 aA	35,39 A
ILPF	2,86 aB	70,23 abA	32,41 aB	30,36 aB	33,96 A
ILP	1,62 aB	78,54 abA	30,61 aB	29,37 aB	35,05 A
IPF	2,91 aB	56,25 bA	28,78 aAB	32,62 aA	30,14 A
INT	2,33 aB	47,24 bA	38,69 aA	33,66 aA	30,48 A
EXT	1,44 aB	97,67 aA	19,14 aB	30,36 aB	37,15 A
MÉDIAS ESTAÇÕES	2,10 c	68,40 a	32,11 b	32,16 b	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. Erro padrão da média: 2,59

Para o teor de N houve interação entre os tratamentos e as estações do ano ($p = 0,0137$). Na primavera, no outono e no inverno, os teores de N foram iguais entre os sistemas de produção e a floresta, enquanto que no verão o teor de N foi maior no sistema EXT em relação aos tratamentos da floresta, IPF e INT; enquanto os tratamentos que possuem lavoura (ILPF e ILP) apresentaram valores intermediários.

Não houve diferença entre os tratamentos (sistemas de produção e a floresta) para os teores de amônio ($p = 0,7301$) e nitrato ($p = 0,0913$).

Tabela 5. Teores de amônio (mg.kg^{-1}) e nitrato do solo (mg.kg^{-1}) nas distintas estações do ano.

VARIÁVEIS	ESTAÇÕES		
	VERÃO	OUTONO	INVERNO
AMÔNIO (mg.kg^{-1})	44,87 A	23,72 B	14,56 C
NITRATO (mg.kg^{-1})	24,37 A	9,49 C	17,59 B

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas, não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Erro padrão da média do amônio: 1,851295 / Erro padrão da média do nitrato: 1,19

Entre as estações analisadas, no verão foram observados os maiores teores tanto de amônio ($44,87 \text{ mg.kg}^{-1}$) quanto de nitrato ($24,37 \text{ mg.kg}^{-1}$) do solo. O teor de amônio foi menor no inverno e o de nitrato menor no outono.

7.3 Variáveis edafoclimáticas e sua relação com a emissão de gases

Alguns fatores edafoclimáticos podem influenciar a variabilidade nos fluxos de metano e óxido nitroso ao longo das estações do ano. Por essa razão, foi feita uma análise de correlação de Pearson entre as variáveis respostas (valores de emissões de CH₄ e N₂O) e os fatores explicativos relacionados ao clima, como as temperaturas (máxima, mínima e média), umidade relativa do ar e precipitação pluviométrica e os pertinentes ao solo, como os teores de umidade, EPSA, N total, amônio e nitrato.

Para aprofundar os estudos sobre a influência das variáveis edafoclimáticas sobre a emissão de óxido nitroso e metano foi realizada a análise de correlação entre os resultados diários de emissão e as condições edafoclimáticas para as estações das águas e secas separadamente.

Não houve nenhuma correlação significativa entre as variáveis edafoclimáticas com a emissão de N₂O (acumulado durante os 22 dias de amostragens em cada estação) (Tabela 6).

Tabela 6. Correlação entre a emissão de N₂O ha⁻¹ por ciclo de avaliação* e os fatores edafoclimáticos em cada estação.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = 0,0472	p = 0,5738
Temperatura média	r = -0,111	p = 0,1847
Temperatura máxima	r = -0,1095	p = 0,1911
Temperatura mínima	r = -0,1136	p = 0,1749
Umidade relativa do ar	r = 0,0238	p = 0,7786
Precipitação	r = -0,0738	p = 0,3791
Espaço poroso do solo	r = 0,0775	p = 0,3555
Nitrogênio total	r = 0,0142	p = 0,8657
Amônio	r = -0,0854	p = 0,3791
Nitrato	r = 0,0530	p = 0,5853

*Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014. Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

Porém, quando avaliado a correlação entre as variáveis edafoclimáticas e a emissão diária de óxido nitroso, os resultados apresentaram correlação negativa com os índices de temperatura máxima e média (Tabela 7). Entretanto, os valores dos coeficientes de correlação são bastante baixos.

Tabela 7. Correlação entre a emissão de N₂O (g ha⁻¹ d⁻¹) e os fatores edafoclimáticos.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = 0,0453	p = 0,0897
Temperatura média	r = -0,0727*	p = 0,0064
Temperatura máxima	r = -0,0830*	p = 0,0019
Temperatura mínima	r = -0,0289	p = 0,2786
Umidade relativa do ar	r = -0,0011	p = 0,9579
Precipitação	r = 0,0372	p = 0,1606
Espaço poroso do solo	r = 0,0521	p = 0,0508
Nitrogênio total	r = 0,0281	p = 0,3024
Amônio	r = -0,0386	p = 0,2129
Nitrato	r = 0,0453	p = 0,1436

*Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014. Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

Quando avaliada a correlação das emissões diárias de N₂O com as variáveis edafoclimáticas no período das águas (nas estações da primavera e verão) e da seca (estações de outono e inverno) separadamente, não observaram correlações significativas na seca, e nas águas as correlações foram apenas significativa para precipitação, temperatura máxima, umidade do solo e EPSA (%), entretanto os valores do coeficiente de correlação foram abaixo de 16% (Tabela 8).

Tabela 8. Correlação entre a emissão de N₂O (g ha⁻¹ d⁻¹) e os fatores edafoclimáticos no período das águas*.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = - 0,1237*	p = 0,0221
Temperatura média	r = -0,0721	p = 0,1833
Temperatura máxima	r = -0,1065*	p = 0,0489
Temperatura mínima	r = 0,1053	p = 0,0517
Umidade relativa do ar	r = 0,0695	p = 0,1994
Precipitação	r = -0,1355*	p = 0,0121
Espaço poroso do solo	r = 0,1595*	p = 0,0031
Nitrogênio total	r = 0,0240	p = 0,7631
Amônio	r = -0,0608	p = 0,4421
Nitrato	-	-

*Período das águas: 29/10 a 19/11/2013 e 27/01 a 17/02/2014 Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

Tabela 9. Correlação entre a emissão de N₂O (g ha⁻¹ d⁻¹) e os fatores edafoclimáticos no período da seca*.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = - 0,0195	p = 0,7120
Temperatura média	r = -0,0243	p = 0,6451
Temperatura máxima	r = -0,0420	p = 0,4268
Temperatura mínima	r = -0,0661	p = 0,2103
Umidade relativa do ar	r = 0,0099	p = 0,8515
Precipitação	r = 0,0020	p = 0,9691
Espaço poroso do solo	r = -0,0286	p = 0,5886
Nitrogênio total	r = -0,0659	p = 0,2117
Amônio	r = 0,0341	p = 0,5180
Nitrato	-	-

*Período da seca: 06/05 a 27/05/2014 e 14/07 a 04/08/2014. Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

Referente à correlação dos elementos edafoclimáticos com a emissão de CH₄ por ciclo, os coeficientes de temperatura máxima, mínima e média; apresentaram correlação positiva. Já as variáveis de umidade relativa do ar; umidade do solo e EPSA apresentaram correlação negativa com a emissão de metano (Tabela 10).

Tabela 10. Correlação entre a emissão de CH₄ acumulada (g ha⁻¹) por ciclo de avaliação* e os fatores edafoclimáticos em cada estação.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = -0,2898*	p = 0,0004
Temperatura média	r = 0,2893*	p = 0,0003
Temperatura máxima	r = 0,2971*	p = 0,0003
Temperatura mínima	r = 0,2775*	p = 0,0008
Umidade relativa do ar	r = -0,2628*	p = 0,0015
Precipitação	r = -0,0766	p = 0,3612
Espaço poroso do solo	r = -0,2775*	p = 0,0008
Nitrogênio total	r = 0,1465	p = 0,0794
Amônio	r = 0,1413	p = 0,1447
Nitrato	r = 0,1654	p = 0,0870

*Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014. Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

A correlação entre os elementos edafoclimáticos e a taxa de emissão diária de metano estão apresentados na Tabela 11. Houve correlação positiva com as temperaturas média e mínima, a precipitação pluviométrica, os teores de amônio e nitrato do solo e correlação negativa com a umidade relativa do ar e o espaço poroso do solo ocupado por água.

Tabela 11. Correlação entre a emissão de CH₄ (g ha⁻¹ d⁻¹) e os fatores edafoclimáticos.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = -0,0267	p = 0,3177
Temperatura média	r = 0,0968*	p = 0,0003
Temperatura máxima	r = 0,0216	p = 0,4184
Temperatura mínima	r = 0,2243*	p = <0,0001
Umidade relativa do ar	r = -0,1180*	p = <0,0001
Precipitação	r = 0,0896*	p = 0,0008
Espaço poroso do solo	r = -0,0619*	p = 0,0203
Nitrogênio total	r = 0,0477	p = 0,0792
Amônio	r = 0,0718*	p = 0,0204
Nitrato	r = 0,0907*	p = 0,0033

*Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 /do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014. Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

Na análise de correlação entre a emissão diária de metano e os fatores edafoclimáticos avaliados isoladamente em dois períodos, pode-se observar que no período das águas houve correlação significativa positiva com as variáveis de temperatura média e máxima, além do EPSA. E correlação negativa com as variáveis de precipitação, temperatura mínima, umidade do ar e do solo com coeficientes de correlação acima de 53% (Tabela 12).

Tabela 12. Correlação entre a emissão de CH₄ (g ha⁻¹ d⁻¹) e os fatores edafoclimáticos no período das águas*.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = - 0,5620*	p < 0,0001
Temperatura média	r = 0,8790*	p < 0,0001
Temperatura máxima	r = 0,6460*	p < 0,0001
Temperatura mínima	r = -0,7906*	p < 0,0001
Umidade relativa do ar	r = -0,5464*	p < 0,0001
Precipitação	r = -0,5341*	p < 0,0001
Espaço poroso do solo	r = 0,6005*	p < 0,0001
Nitrogênio total	r = 0,0000	p = 1.000
Amônio	r = -0,0000	p = 1.000
Nitrato	-	-

*Período das águas: 29/10 a 19/11/2013 e 27/01 a 17/02/2014 Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

Durante o período da seca observou correlação positiva entre a emissão de metano e as variáveis de temperatura média, máxima e nitrogênio total. E correlações negativas para precipitação, temperatura mínima, umidade do ar, umidade do solo e amônio.

Tabela 13. Correlação entre a emissão de CH₄ (g ha⁻¹ d⁻¹) e os fatores edafoclimáticos no período da seca*.

Fatores avaliados	Coefficiente de correlação	Probabilidade (p)
Umidade do solo	r = - 0,3979*	p < 0,0001
Temperatura média	r = 0,7731*	p < 0,0001
Temperatura máxima	r = 0,6477*	p < 0,0001
Temperatura mínima	r = -0,3676*	p < 0,0001
Umidade relativa do ar	r = -0,1195*	p = 0,0233
Precipitação	r = -0,3667	p < 0,0001
Espaço poroso do solo	r = 0,0406	p = 0,4425
Nitrogênio total	r = 0,2227*	p < 0,0001
Amônio	r = - 0,1995*	p = 0,0001
Nitrato	-	-

*Período da seca: 06/05 a 27/05/2014 e 14/07 a 04/08/2014. Correlação significativa ao nível de 5% de probabilidade.

7.4 Óxido Nitroso (N₂O)

Na dinâmica das emissões de N₂O não houve diferenças estatísticas nos fluxos de emissão acumulada entre os sistemas e a floresta (p = 0,0723) e entre as estações de ano (p = 0,5165) analisados nos 22 dias do ciclo de amostragens de cada estação (Tabela 14).

No entanto, houve interação entre os tratamentos e as estações do ano para a emissão acumulada de N₂O por ciclo (p = 0,0015) e para a taxa média diária de emissão de N₂O (p = 0,0411) (Tabela 15).

Tabela 14. Emissões acumuladas de N₂O (g ha⁻¹ por ciclo de avaliação*) nos sistemas de produção e na floresta durante as estações do ano.

TRATAMENTOS	ESTAÇÕES				MÉDIAS TRATAMENTOS
	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO	
FLORESTA	0,186 aA	0,353 abAB	1,022 aA	0,406 aAB	0,492 ns
ILPF	0,448 aA	0,100 abA	0,601 aA	0,403 aA	0,388 ns
ILP	0,217 aA	-0,150 bA	0,180 abA	0,364 aA	0,153 ns
IPF	0,451 aA	0,164 abA	0,756 aA	0,364 aA	0,434 ns
INT	0,434 aA	0,442 abA	-0,331 bA	0,097 aA	0,160 ns
EXT	0,045 aA	0,756 aA	0,636 aA	0,441 aA	0,470 ns
MÉDIAS ESTAÇÕES	0,297 ns	0,278 ns	0,477 ns	0,346 ns	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. Erro padrão da média: 0,04. *Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014.

Tabela 15. Taxa média diária de emissões de N₂O (g ha⁻¹ d⁻¹) nos sistemas de produção e na floresta analisados durante os ciclos de avaliações* nas estações do ano.

TRATAMENTOS	ESTAÇÕES				MÉDIAS TRATAMENTOS
	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO	
FLORESTA	0,008 aB	0,016 abAB	0,046 aA	0,018 aAB	0,022 A
ILPF	0,02 aA	0,005 abA	0,027 aA	0,018 aA	0,018 A
ILP	0,010 aA	-0,007 bA	0,008 abA	0,017 aA	0,007 B
IPF	0,021 aA	0,007 abA	0,034 aA	0,017 aA	0,020 A
INT	0,020 aA	0,020 abA	-0,015 bA	0,004 aA	0,007 B
EXT	0,002 aA	0,034 aA	0,029 aA	0,020 aA	0,021 A
MÉDIAS ESTAÇÕES	0,014 ns	0,013 ns	0,022 ns	0,016 ns	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. Erro padrão da média: 0,0020. *Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014.

Analisando cada estação e suas interações com cada sistema de produção, pode-se observar que nas estações da primavera e do inverno não houve diferença na emissão de N₂O, tanto para taxa média diária de emissão, como para a emissão acumulada por ciclo de amostragens em cada estação.

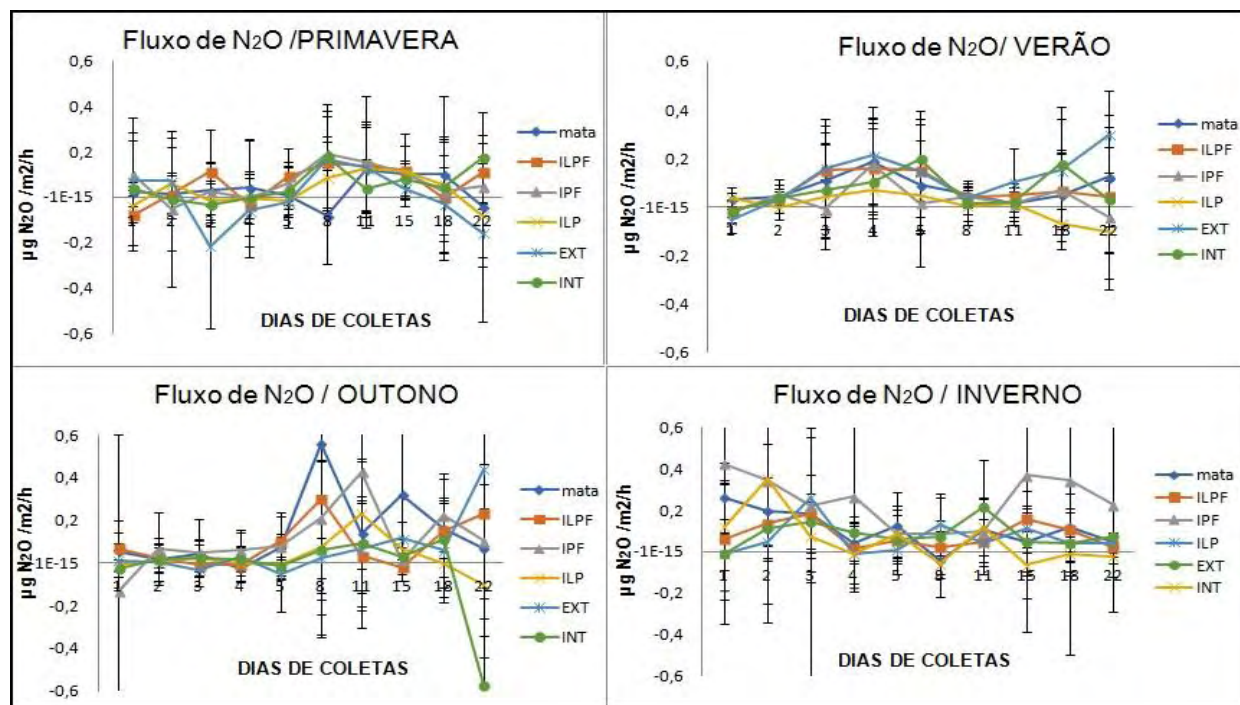
No verão o sistema de iLP obteve os menores valores de emissão acumulados (-0,150g de N₂O ha⁻¹ ciclo⁻¹) e taxas médias diárias de emissão (-0,007g de N₂O ha⁻¹ d⁻¹), sendo que os resultados de emissões negativas, representam um influxo. O sistema extensivo (EXT) apresentou

os maiores valores de emissão de N₂O acumulados (0,756g de N₂O ha⁻¹ ciclo⁻¹) e taxas médias diárias de emissão (0,034g de N₂O ha⁻¹ d⁻¹). Os outros sistemas avaliados apresentaram valores intermediários.

Já durante o outono, os sistemas iLPF, iPF, EXT e a floresta apresentaram as maiores emissões acumuladas (respectivamente 0,601; 0,756; 0,636 e 1,022 g N₂O ha⁻¹ ciclo⁻¹) e diária (respectivamente 0,027; 0,034; 0,029 e 0,046 g de N₂O ha⁻¹ d⁻¹), o sistema iLP obteve valores intermediários e o sistema INT obteve a menor emissão acumulada (- 0,331 g de N₂O ha⁻¹ ciclo⁻¹) e menor taxa média diária (- 0,015 g de N₂O ha⁻¹ d⁻¹), representando com esses resultados, o influxo de N₂O nesse sistema durante o outono.

Observando o comportamento dos sistemas de produção ao longo do ano (entre as estações) pôde-se observar que a emissão acumulada de N₂O e a taxa média diária de emissão de N₂O foram iguais. Já na floresta, a maior emissão acumulada e taxa média diária de emissão de N₂O ocorreu no outono e a menor emissão na primavera, enquanto que no verão/inverno as emissões foram intermediárias entre o menor e maior valor (Tabela 14, 15 e Figura 12).

Figura 12. Fluxo de emissão de óxido nitroso ($\mu\text{g N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$) nos cinco sistemas de produção agropecuários e na floresta em cada ciclo de amostragens nas diferentes estações do ano.



* Barras verticais em cada valor do fluxo de emissão do N₂O representam o desvio padrão da média

7.5 Metano (CH₄)

Para emissão de metano, tanto nas taxas médias de emissão acumulada, quanto na emissão diária, houve efeitos significativos de estação do ano ($p = <0,001$), efeito dos tratamentos ($p = 0,0364$ para as emissões acumuladas e $p = 0,0446$ para as emissões diárias) e efeito de interação entre os tratamentos e as estações do ano ($p = 0,0007$ para emissões acumuladas e $p = 0,0099$ para emissões diárias).

Na média, as emissões de metano nos sistemas INT e EXT apresentaram os maiores teores de emissões acumulada (médias de 1,467 e 1,481g de CH₄ ha⁻¹ por ciclo respectivamente) e diárias, emitindo em média 0,067g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹. A mata apresentou influxo de emissão acumulada (-0,708g de CH₄ ha⁻¹ ciclo⁻¹) e diária (-0,032g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹). Os sistemas de integração (iLPF, iLP e iPF) obtiveram valores médios intermediários (Tabela 16, 17 e Figura 13).

Tabela 16. Emissões acumuladas de CH₄ (g⁻¹ ha⁻¹ ciclo⁻¹ de avaliação*) nos sistemas de produção e na floresta durante as estações do ano.

TRATAMENTOS	ESTAÇÕES				MÉDIAS TRATAMENTOS
	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO	
FLORESTA	- 3,238 bA	3,148 abA	- 0,701 aB	- 2,041 aA	- 0,708 B
ILPF	1,01 abA	1,668 bA	- 0,451 aA	- 0,542 aA	0,421 AB
ILP	1,628 abA	1,858 abA	- 0,614 aA	- 0,024 aA	0,712 AB
IPF	- 0,345 abA	0,713 bA	0,901 aA	- 0,142 aA	0,281 AB
INT	3,116 aA	1,464 bA	1,150 aA	0,136 aA	1,467 A
EXT	0,679 abB	5,742 aA	- 0,084 aB	- 0,441 aB	1,481 A
MÉDIAS ESTAÇÕES	0,475 b	2,432 a	0,033 b	- 0,504 b	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. Erro padrão da media: 0,2334. *Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014.

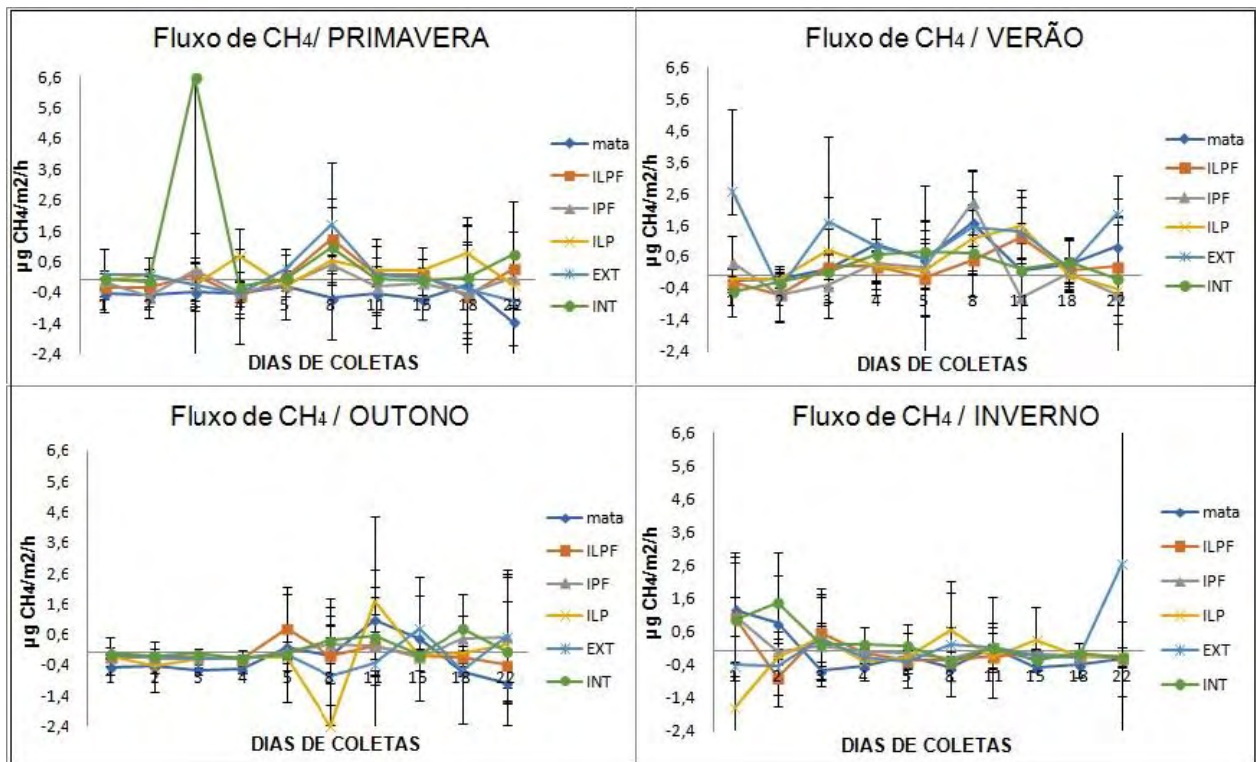
Tabela 17. Taxa média diária das emissões de CH₄ (g ha⁻¹ d⁻¹) nos sistemas de produção e na floresta analisados durante os ciclos de avaliações nas estações do ano.

TRATAMENTOS	ESTAÇÕES				MÉDIAS TRATAMENTOS
	PRIMAVERA	VERÃO	OUTONO	INVERNO	
FLORESTA	- 0,147 bB	0,143 abA	- 0,032 aB	- 0,093 aB	-0,032 B
ILPF	0,046 aA	0,076 bA	- 0,021 aA	- 0,023 aA	0,019 AB
ILP	0,074 aA	0,084 abA	- 0,028 aA	- 0,001 aA	0,032 AB
IPF	- 0,016 abA	0,032 bA	0,041 aA	- 0,006 aA	0,013 AB
INT	0,142 aA	0,067 bA	0,052 aA	0,006 aA	0,067 A
EXT	0,031 abB	0,261 aA	- 0,004 aB	- 0,019 aB	0,067 A
MÉDIAS ESTAÇÕES	0,021 b	0,110 a	0,001 b	0,022 b	

Médias seguidas de mesma letra maiúscula nas linhas e minúsculas nas colunas, não diferem entre si pelo teste de Tukey à 5% de probabilidade. Erro padrão da média: 0,01. *Ciclo de avaliação da primavera: 29/10 a 19/11/2013 / do verão: 27/01 a 17/02/2014 / do outono: 06/05 a 27/05/2014 / do inverno: 14/07 a 04/08/2014.

Observando as estações e suas interações com cada sistema de produção, podemos notar que nas estações de outono e inverno, todos os sistemas apresentaram os mesmos padrões de emissão de metano, tanto para emissão diária, como na emissão acumulada. Durante a primavera o sistema INT apresentou os maiores valores médios de emissão de metano acumulado (3,116g de CH₄ ha⁻¹ ciclo⁻¹) e na floresta e no iPF houve influxo, sendo na floresta mais acentuado. Os sistemas de iLPF, iLP, iPF e EXT apresentaram valores intermediários (Tabela 16). Para a taxa média diária de emissão de metano, a floresta e o sistema de iPF apresentaram influxo nas emissões e os sistemas de iLPF, iLP e INT as maiores médias diárias de emissão (respectivamente 0,046; 0,074 e 0,142 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹). Já no verão, o sistema EXT, foi dentre os sistemas analisados, o que teve as maiores médias de emissão acumulada (5,742g de CH₄ ha⁻¹ ciclo⁻¹) e diária (0,261g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹), enquanto os sistemas de iLPF, iPF e INT apresentaram os menores valores médios de emissão acumulada (respectivamente 1,668; 0,713 e 1,464g de CH₄ ha⁻¹ ciclo⁻¹) e diária (respectivamente 0,076; 0,032 e 0,067g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹). O sistema de iLP e a floresta tiveram resultados médios intermediários.

Figura 13. Fluxo de emissão de metano ($\mu\text{g CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) nos cinco sistemas de produção agropecuários e na floresta em cada ciclo de amostragens nas diferentes estações do ano.



*Barras verticais em cada valor do fluxo de emissão do CH_4 representam o desvio padrão da média.

8 DISCUSSÃO

8.1 Variáveis edafoclimáticas relacionadas

Algumas variáveis do solo e clima são essenciais para explicar os fluxos de GEE do solo. A dinâmica envolvida nessas emissões pelo solo é muito complexa. O fluxo de CH_4 e N_2O em geral são afetados pelas características edafoclimáticas locais, principalmente a variação de precipitação, de temperatura e de aeração do solo (DALAL *et al.*, 2008; WESLIEN *et al.*, 2009; KONDA *et al.*, 2010), além dos teores de nitrogênio.

8.1.1 Umidade do solo e Espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA)

A umidade do solo e o EPSA, além de serem variáveis que se associam, são diretamente afetados pelo regime sazonal de precipitação.

Ao longo do experimento, foram calculados os percentuais médios de umidade e EPSA, com o objetivo de verificar o contraste entre os sistemas de produção e a floresta durante as estações do ano, associando esses valores com a emissão do N₂O e CH₄. Geralmente, os altos fluxos de emissão de N₂O e CH₄ ocorrem após períodos de ocorrência de precipitação (Dick *et al.*, 2001, Ussiri & Lal, 2013). Neste estudo, o regime de chuvas se apresentou bem abaixo do esperado para as estações do ano tipicamente chuvosas, concentrando os maiores índices durante a primavera, sendo que as maiores lâminas de água não ultrapassaram os 56 mm diários. Em consequência disso, os maiores teores de umidade do solo e o EPSA foram de 38,65% e 41,19% respectivamente, ambos medidos na estação da primavera. Konda *et al.* (2010) em estudo com emissão de GEE também verificaram que em consequência da baixa precipitação do período analisado, inferior à média registrada na região em anos anteriores, resultaram em um baixo EPSA, inferior a 60% para a maioria dos dias avaliados.

Em relação as áreas experimentais, a floresta (Mata Atlântica) apresentou os maiores percentuais de umidade (média de 25,77%) e EPSA (média de 27,24%). Godoi (2012) também observou em experimento com silvicultura, que no solo da mata nativa devido ao elevado aporte de matéria orgânica e consequente melhoria nas condições físicas, químicas e biológicas do solo houve favorecimento para maior EPSA.

Analisando os valores de umidade do solo, e o comportamento de cada sistema de produção nas estações do ano, verificou-se que em todas as estações a floresta apresentou os maiores teores de umidade do solo, enquanto os outros sistemas assumiram valores de umidade do solo bem inferiores. Em estudo, Neto *et al.* (2011) verificaram que a umidade do solo variou entre 3,2 a 33,0 % em todas as áreas analisadas. Os valores médios mais elevados foram verificados na vegetação nativa do Cerrado e na semeadura direta, enquanto os menores foram encontrados nas pastagens e na semeadura convencional. Isso talvez tenha ocorrido devido à presença dos resíduos vegetais na superfície do solo, que atuou como impedimento físico ao ressecamento do solo no período de estiagem (abril a setembro). Solos com menor aporte de serrapilheira ficam mais susceptíveis às variações de temperatura na superfície e à perda de umidade (BOECKX *et al.*, 1997; DALAL *et al.*, 2008; SIMEK *et al.*, 2002). Singh *et al.* (1998) encontraram teores de água mais elevados em todas as profundidades no perfil de solos sob semeadura direta, concluindo que os resíduos culturais diminuíram a evapotranspiração da água.

Com o mesmo comportamento da umidade do solo, os valores de EPSA também foram maiores na floresta (Mata Atlântica). Ao contrário, os sistemas de produção INT, EXT e iLP apresentaram os menores índices de EPSA durante a primavera, verão e outono. Coutinho *et al.* (2010) verificou EPSA menor na área com eucalipto, em comparação às áreas de pastagens e mata nativa.

8.1.2 Nitrogênio

Para o teor de N total não houve diferença estatística entre os tratamentos, no entanto entre as estações houve diferenças ($p < 0,0001$), sendo que o verão apresentou os maiores índices de N total no solo (média de $68,40 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$). Em muitos tipos de solos, a quantidade de N disponível torna-se uma variável importante pra controlar as emissões de gases de efeito estufa, principalmente em ambientes tropicais.

Houve interação entre os sistemas e as estações analisadas ($p = 0,0137$). No decorrer da primavera, outono e inverno todos os sistemas apresentaram os teores iguais de N total no solo. Durante o verão, o sistema EXT obteve os maiores teores de N total, média de $97,67 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$ seguido pelos sistemas de iPF, INT e a floresta que alcançaram valores inferiores (respectivamente $56,25$; $47,24$ e $60,48 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$). Os sistemas de iLPF e iLP apresentaram valores intermediários. Nos sistemas integrados e no sistema intensivo, houve um estímulo à produção de biomassa com a correção e fertilização do solo e no caso dos sistemas integrados, e com o uso simultâneo da área para várias atividades (pastagens, lavoura e plantio do eucalipto), o que pode ter diminuído a disponibilidade de N no solo pela absorção das plantas. Kosuge *et al.* (1994) em estudo com Latossolos, encontraram variação no teor de N de 110 a 180 mg de N por 100 g de solo na camada de 0 a 15 cm, e de 110 a 150 mg de N por 100 g de solo na profundidade de 15 a 30 cm. De acordo com Suhet *et al.* (1986), esses solos possuem grande capacidade de suprir as plantas com nitrogênio, entretanto, os resultados obtidos no solo dos sistemas de produção integrados e intensivos sugerem a necessidade de melhorar o aporte de N nas fertilizações nitrogenadas desses sistemas.

Em relação às proporções de NO_3^- e NH_4^+ no solo, não foi observada diferença entre os sistemas avaliados. No entanto, o teor médio de NH_4^+ ($27,71 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$) foi geralmente mais elevado do que o teor de NO_3^- ($17,15 \text{ mg}^{-1} \text{ kg}^{-1}$). Em níveis muito baixos de umidade do solo, a taxa de dissolução de fontes nitrogenadas se torna mais lenta, reduzindo a disponibilidade de

NH_4^+ em solução (CAMERON, 2013). Essa redução decresce a atividade de bactérias nitrificantes, principalmente *Nitrobacter*, que, conseqüentemente, diminuirá a concentração de NO_3^- disponível (BAGGS & PHILIPPOT, 2010). Diferentemente, Gama-Rodrigues *et al.* (2008) observaram maior teor de nitrato em áreas de formação nativas, como Mata Atlântica e Cerrado, em relação às áreas com plantios de eucalipto, na região Sudeste. A qualidade dos resíduos desta área influenciou a incorporação de matéria orgânica, pela menor relação C/N observada, o que estimula a mineralização de MOS e resulta em maiores teores de nitrato.

Durante o verão verificou-se os maiores teores de nitrato e amônio no solo. Souza (2013) em trabalho com sistemas agroflorestais no Pará, observou que o teor de NO_3^- foi maior no mês mais seco do experimento, enquanto que o teor de NH_4^+ foi maior no mês mais úmido. Essa relação entre os teores de NO_3^- e NH_4^+ com fatores climáticos pode ser constatada pela correlação direta entre a umidade do solo e o teor de NH_4^+ . De acordo com o modelo “hole-in-the-pipe” (FIRESTONE e DAVIDSON, 1989), a emissão de N_2O e a disponibilidade de NH_4^+ dependem diretamente da umidade do solo. Os altos teores de NO_3^- ocorreram em condições reduzidas de precipitação, em que o efeito sazonal foi marcado pela interação da alta temperatura com a baixa umidade do solo, condição observada durante esse experimento no verão, que atipicamente foi marcado por altas temperaturas e baixos volumes de precipitação.

8.2 Óxido nitroso

As emissões de óxido nitroso foram bastante baixas, menor que gramas por hectare, especialmente, considerando-se que os sistemas de iLPF, iLP, iPF e INT receberam fertilizações nitrogenadas em doses entre 150 e 200 kg de N ha^{-1} .

Esses resultados são também inferiores aos observados por Oliveira *et al.* (2013), que verificaram valores entre 1,180 a 5,9 g N_2O ha^{-1} d^{-1} , e Coutinho *et al.* (2010), que obtiveram valores entre 351,4 a 878,7 g N_2O ha^{-1} ano^{-1} (equivalente a 0,962 e 2,40 g N_2O ha^{-1} d^{-1}). Carvalho *et al.* (2006) e Cruvinel *et al.* (2011) também observaram valores abaixo do limite de detecção (0,5 $\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) para fluxos de N_2O em Latossolo do Cerrado no Distrito Federal e Metay *et al.* (2007) avaliando sistemas agrícolas também obtiveram valores muito baixos para fluxos de N_2O em Latossolo do Cerrado de Goiânia. Esses menores valores podem ser atribuídos às propriedades dos Latossolos, que, em geral, são bem drenados, com relativa limitação em N, apresentam baixas taxas de nitrificação e só raramente a produção de NO_3^- excede a demanda dos

microrganismos e raízes (NARDOTO & BUSTAMANTE, 2003). Além disso, graças à drenagem elevada desses solos aumenta a quantidade de poros preenchidos com ar, de forma a reduzir a presença de sítios anaeróbios, fator chave para as emissões de N₂O por desnitrificação (BAGGS & PHILIPPOT, 2010).

A emissão de N₂O nos solos é uma função do total produzido e dos fatores de solo que controlam a sua difusão à atmosfera. Entre estes, a estrutura do solo e o espaço poroso ocupado por água devem ser os mais importantes, e ambos são afetados pelas práticas de manejo de solo e de culturas e pelas condições meteorológicas (ZANATTA, 2009).

A variação sazonal de N₂O durante os períodos de amostragens foi caracterizada por influxos de -0,015 g de N₂O ha⁻¹ d⁻¹ e por períodos de emissões mais altas (picos), com fluxos atingindo até 0,046 g de N₂O ha⁻¹ d⁻¹ no solo da Floresta, com predomínio de ambos os picos na estação seca do outono. Altas temperaturas em solos de florestas tropicais criam condições em que o N₂O pode ser produzido por nitrificação e desnitrificação (DALAL *et al.*, 2003). Com o aumento da temperatura do solo, as emissões de N₂O também aumentam, o que é atribuído ao maior consumo de O₂ pela atividade heterotrófica que promove condições anaeróbicas (SKIBA & SMITH, 2000), favorecendo o processo de desnitrificação.

Durante a primavera e o inverno não foi constatado diferenças nas emissões entre todos os sistemas de produção avaliados (tratamentos), no entanto, durante o verão e o outono verificou-se comportamento distinto entre os tratamentos. O sistema de produção EXT apresentou as maiores médias de emissão do óxido nitroso durante o verão. Esse resultado diverge com o encontrado por Oliveira *et al.* (2013) que observaram que o sistema extensivo apresentou durante a primavera menor emissão de N₂O do que o sistema intensivo e a magnitude das emissões foram muito baixas nos dois sistemas, circunstância observada também nesse estudo, onde a amplitude entre o sistema de iLP que obteve as menores médias de emissão (influxo de -0,007 g N₂O ha⁻¹ d⁻¹), os outros sistemas que alcançaram valores intermediários e o sistema extensivo foram muito pequenas. Esse fato pode ser atribuído às condições desfavoráveis à desnitrificação encontradas nos solos tropicais brasileiros, como baixa disponibilidade de N, solos estruturados e bem drenados, com boa porosidade e aeração (OLIVEIRA *et al.*, 2014).

No outono o sistema de produção intensivo obteve o menor fluxo de emissão diária, em contraposição aos sistemas de produção EXT, iPF, iLPF e a vegetação natural que alcançaram as maiores médias de emissão do óxido nitroso. Esses resultados corroboram com estudo de

Coutinho *et al.*(2010) que constatarem maiores fluxos de N₂O na área de mata Atlântica, onde também foram encontrados os maiores teores de NO₃⁻. Gama-Rodrigues *et al.* (2008) também observaram maior teor de nitrato em áreas de formação nativas, como Mata Atlântica e Cerrado, na região Sudeste. A qualidade dos resíduos desta área influenciou a incorporação de matéria orgânica, pela menor relação C/N observada, o que estimula a mineralização de MOS e resulta em maiores teores de nitrato. As menores emissões de N₂O e teores de NO₃⁻ foram encontradas na área da pastagem. Essas emissões mais acentuadas podem ser explicadas devido à maior produção de biomassa vegetal nas áreas de integração, com presença do componente arbóreo. Com a maior produção de biomassa, a deposição de material vegetal sobre o solo se torna mais intensa, aumentando assim, o aporte de resíduos em processo de decomposição, conseqüentemente, a disponibilidade de nitrogênio para a microbiota do solo (BAGGS *et al.*, 2000).

8.2.1 Condições edafoclimáticas e a emissão de óxido nitroso

Não foram observadas correlações entre as condições meteorológicas e do solo das diferentes áreas com as emissões de N₂O, durante o período avaliado. Houve correlação significativa negativa entre as taxas médias diárias de emissões de N₂O e os índices de temperatura média e máxima, mostrando uma relação oposta entre elas, onde o aumento de uma resulta na redução da outra. Entretanto, essa correlação foi fraca e não deve ser considerada. Segundo Callegari Jacques (2003), se o coeficiente de correlação for menor do que 0,30 a correlação linear é considerada fraca, concluindo assim que a correlação negativa entre as emissões de N₂O e a temperatura média e máxima obtidas nesse estudo são consideradas estatisticamente fracas, com valores de coeficiente de correlação muito abaixo da classificação acima ($r = -0,0727$ para temperatura média e $r = -0,0830$ para temperatura máxima). Esse fato também foi observado nos dois períodos – época das águas e das secas - na avaliação de correlação entre as emissões diárias de N₂O e os fatores edafoclimáticos, onde os coeficientes de correlação no período das águas apresentaram valores abaixo de 20% e no período da seca não houve nenhuma correlação significativa.

As baixas emissões de óxido nitroso podem ter contribuído para dificultar o estabelecimento de relações entre as condições edafoclimáticas e as emissões de N₂O. Na literatura, entretanto, existem vários relatos mostrando correlações entre as condições edafoclimáticas e a emissão de

N₂O. Bastos et al. (2014) relataram que emissões de N₂O foram influenciadas linearmente pela temperatura do ar e do solo, onde o fluxo de N₂O elevou-se em 2,041 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ para aumento de 1°C na temperatura do solo. O aumento da temperatura pode afetar o ciclo do nitrogênio, ao alterar taxas de desnitrificação, que por sua vez intensificam os fluxos de N₂O do solo para atmosfera (MOSIER, 1998; FIRESTONE & DAVIDSON, 1989).

Apesar da teoria e de vários trabalhos mostrarem o efeito de alguns fatores edafoclimáticos, (principalmente a umidade do solo e o teor de nitrogênio inorgânico) nos fluxos de N₂O, assim como nesse estudo, isso nem sempre é observado. Jantalia *et al* (2008), também não encontraram qualquer relação entre o aumento da umidade provocada por eventos de chuvas com o aumento do fluxo de N₂O, em experimento realizado no sul do Brasil. Mesmo sob chuvas intensas (acima de 60 mm por dia), o EPSA médio não passou dos 40%, alcançando 80% apenas em algumas ocasiões. Os autores explicaram o fato pela possível existência de hotspots com alta umidade e alta produção de N₂O, que foram mal caracterizados. Além disso, os autores justificam que a alta percolação da água do solo junto com a alta evapotranspiração durante dias com altas temperaturas reduziria drasticamente o tempo do solo com EPSA acima de 50%, o que poderia limitar as emissões de N₂O e mesmo os frequentes eventos de chuvas ocorrendo durante todo o ano não foram suficientes para mudar o EPSA. Nesse trabalho, observa-se na Figura 11, que poucas vezes o EPSA foi superior a 40%, e quando isso ocorreu, foi no final do ciclo de amostragem, depois de 15 dias da fertilização nitrogenada, o que diminuiu mais ainda as chances de ocorrer emissão do óxido nitroso, visto que boa parte no N aplicado já havia sido absorvido pelas pastagens nessa ocasião.

8.3 Metano

A amplitude estacional na taxa média diária de emissão de metano foi caracterizada por influxos de -0,147 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹ na vegetação nativa e por períodos de emissões mais altas (picos), com fluxos atingindo 0,261 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹ no solo do sistema EXT com predomínio desse pico na estação do verão, considerada atípica nesse ano, onde o volume de chuvas foi abaixo do esperado, sendo inclusive, inferior à estação do outono.

Durante o verão, todos os tratamentos apresentaram efluxo na emissão de metano, fato inverso ocorrido no inverno, onde a maioria dos sistemas de produção, exceto o sistema intensivo, tiveram influxo na emissão de CH₄, isto é, houve consumo, oxidação de metano nesse

período. Carmo *et al.* (2007) mostraram que os fluxos de CH₄ foram negativos em todas as áreas amostradas entre os meses de agosto de 2006 a abril de 2007. Sendo que, as parcelas de floresta submontana apresentaram o maior consumo - 0,50 mg CH₄ m⁻² d⁻¹ (equivalente a -5 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹). Do mesmo modo, no presente estudo, a vegetação nativa formada pela Floresta estacional semidecidual do Bioma Mata Atlântica obteve as menores médias de emissão de CH₄ (média geral de -0,032 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹), apresentando comportamento de dreno do gás metano em todas as estações do ano, exceto no verão.

Moura (2010) verificando o fluxo de CH₄ do solo na floresta nacional Tapajós também observou que maior parte de suas medidas apresentaram fluxos negativos variando de -0,50 ± 1,36 mg de CH₄ m⁻² d⁻¹ em novembro (equivalente a -5 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹) a 1,45 ± 2,75 mg de CH₄ m⁻² d⁻¹ em dezembro para o ano de 2012 (equivalente a 14,5 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹). A taxa média da emissão de metano do solo para atmosfera foi de 0,45 ± 0,71 mg de CH₄ m⁻² d⁻¹, o que corresponde para um período de um ano, aproximadamente 1,64 kg de CH₄ por hectare. Keller *et al.* (2005) também encontraram fluxos positivos de CH₄ durante a estação chuvosa.

A saturação do solo por água favorece o desenvolvimento de bactérias metanogênicas, que por sua vez produzem metano a partir da decomposição da matéria orgânica disponível no solo e na serrapilheira. Os balanços anuais de fluxo de CH₄ do solo na Amazônia apresentam valores negativos, especificamente durante os períodos mais seco. Todavia, os solos de florestas podem torna-se fontes desse gás durante a estação chuvosa, quando os níveis de umidade do solo atingem patamares que favoreçam o crescimento de bactérias anaeróbicas produzindo CH₄ como subproduto da respiração (MOURA, 2010).

Dentre os sistemas de produção avaliados, os sistemas INT e EXT apresentaram as maiores taxas médias diárias de emissão de metano (ambos com média de 0,067 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹), resultado semelhante ao obtido por Queiroz (2004), que avaliando o fluxo de metano em ambientes alterados na Amazônia Central detectou produção de CH₄ nas pastagens significativamente maior do que os outros tratamentos (sistema agrosilvicultural, capoeira e floresta primária), durante o período seco e chuvoso, com médias de 0,38 e 0,21 mg CH₄ m⁻² h⁻¹ respectivamente (equivalente a 3,8 e 2,1 g de CH₄ ha⁻¹ d⁻¹). Similarmente, Neto *et al.* (2011), verificou emissões de CH₄ na pastagem (31,5 µg m⁻² h⁻¹) e absorção nas áreas sob Cerradão. O comportamento apresentado na pastagem pode estar relacionado à redução na macroporosidade em razão da elevada densidade do solo em áreas com pastagem, que pode ter causado deficiência

na aeração e favorecido a ocorrência de organismos redutores. A compactação do solo contribui para a emissão de gases, pois reduz a dinâmica da água no solo e, conseqüentemente, a difusão aeróbica nele (NETO *et al.*, 2011).

Segundo Cicerone (1988), vários fatores físicos, químicos e biológicos podem influenciar a fisiologia das bactérias metanogênicas e a ecologia dos ecossistemas anaeróbicos, e, portanto, influenciar na produção de metano. É evidente que o estudo de gases traço, principalmente o metano na interface solo-atmosfera é de extrema complexidade, pois é sabido que os solos tropicais são um sumidouro para metano, porém, neste trabalho, assim como no de Oliveira (2006) na floresta nacional do Tapajós e com características semelhantes em relação ao tipo de solo e cobertura vegetal, o solo também emitiu gás metano para atmosfera, mesmo levando-se em consideração o seu consumo no período seco. Conforme Liebig *et al.* (2010), a maior absorção de CH₄ ocorre geralmente em condições de baixa umidade, isto se deve aos micro-organismos metanotróficos absorverem mais metano, possivelmente pela menor mineralização do N nesta condição, resultado também verificado por Sainju *et al.* (2012).

No decorrer do outono e inverno, todos os meios de produção avaliados demonstraram homogeneidade nos fluxos de metano, apresentando ou valores muito baixos de efluxo ou influxo, na maioria das situações. Na primavera os sistemas de iLPF, iLP e INT obtiveram as maiores médias de emissão de CH₄.

Os sistemas de produção INT e EXT analisados nesse estudo apresentaram médias superiores de emissão de CH₄ em relação à Floresta e aos sistemas que possuíam o componente arbóreo (Tabela 12). Isto pode estar diretamente associado à quantidade de resíduos na superfície do solo dos sistemas de produção, pois na camada superficial se concentra uma boa quantidade de liteira, a qual pode servir de alimentos para estes micro-organismos metanogênicos (metanogênese), que catalisam a quebra da matéria orgânica, resultando na produção de CH₄ e CO₂ (FURTADO NETO, 2013).

Quanto à variação da temperatura, estudos indicam que aumentos na temperatura do solo associados à maior precipitação favorecem a emissão do CH₄ devido ao aumento da atividade microbiana no solo (KONDA *et al.*, 2010; DALAL *et al.*, 2008; DUNFIELD & KNOWLES, 1995). Qaderi e Reid (2009) relataram ainda sobre o efeito da temperatura, da radiação UV-B e do estresse hídrico na emissão de CH₄. A diferença com relação aos conhecimentos citados anteriormente foi que os raios UV influenciavam na emissão de CH₄ da planta após a interrupção

do estresse hídrico. Observou-se que a irradiação UV e a temperatura elevada podem induzir a formação de CH₄ na planta, na folhagem, e nos componentes estruturais das plantas.

Durante o verão, singularizado pelo baixo índice pluviométrico, o sistema de produção EXT apresentou as maiores médias de emissão de metano. Essas emissões podem ter ocorrido, em consequência da maior temperatura na superfície do solo do sistema extensivo, visto que esse sistema possui a menor cobertura vegetal dentre os sistemas avaliados, facilitando a incidência dos raios solares.

Outro fator que pode interferir na emissão de metano é a diminuição do pH do solo que pode suprimir o desenvolvimento das bactérias metanotróficas, cuja atividade restringe-se ao intervalo entre 5,9 a 7,7 (ARIF *et al.*, 1996). Porém, Hustch (1998) em trabalho realizado em laboratório, verificou diminuição na atividade das bactérias metanotróficas já em pH 7,4 e 7,1. O pH dos solos dos sistemas de produção desse experimento estavam abaixo de 5,9 o que ajuda a explicar a emissão de metano observada, sendo a maior emissão de 24,45 g ha⁻¹ ano⁻¹ para os sistemas INT e EXT (0,067 g ha⁻¹ d⁻¹ x 365). Na floresta, onde o pH do solo foi mais alto, posicionado no início da faixa de favorecimento do desenvolvimento das bactérias metanotróficas, houve influxo na emissão de metano de -11,68 g ha⁻¹ ano⁻¹ (- 0,032 g ha⁻¹ d⁻¹ x 365).

8.3.1 Fatores edafoclimáticos e a emissão de metano

Muitos fatores são condicionantes ao fluxo de CH₄ no solo inclusive, intrínsecos ao próprio solo (SETYANTO *et al.*, 2002) e, as variáveis do clima.

Dentre as variáveis edafoclimáticas avaliadas e relacionadas com a emissão diária de metano, houve correlação significativa e positiva com os índices de temperatura média e mínima, precipitação pluviométrica, teor de amônio e nitrato do solo. No entanto, houve correlação negativa em relação à umidade relativa do ar e o espaço poroso do solo ocupado por água (EPSA). Entretanto, os valores obtidos para essas correlações, variando de 26 até 30% (Tabela 10), apesar de significativas expressam correlações fracas segundo Callegari Jacques (2003).

Com intuito de ampliar os estudos sobre a influência das variáveis edafoclimáticas na emissão dos gases, analisou também a correlação da emissão diária de metano com essas variáveis em dois períodos isolados, nas águas (compreendendo as estações de primavera e verão) e na seca (estações de outono e inverno). Os resultados apresentaram correlações mais significativas, com

coeficientes de correlação acima de 50% nas águas e chegando até 77% na seca, indicando alta correlação entre os fatores.

As emissões de CH₄ em geral são afetadas pelas características edafoclimáticas locais, principalmente a variação de precipitação, de temperatura e de aeração do solo (DALAL *et al.*, 2008; WESLIEN *et al.*, 2009; KONDA *et al.*, 2010).

Divergente aos nossos resultados, Godoi (2012) em estudo analisando o fluxo de CH₄ nos solos dos Pampas não observou sequer correlação significativa com as variáveis ambientais, nitrogênio mineral, EPSA e temperatura do solo.

Em média, as emissões de CH₄ durante o verão foram maiores que nas outras estações, principalmente no período de inverno (estação com maior influxo de metano). Esse fato pode estar relacionado com a influência da temperatura sobre os tratamentos. Temperaturas mais amenas, principalmente abaixo de 5°C afetam a atividade dos micro-organismos facultativos e anaeróbicos (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006) o que implica em menor produção de CH₄. Isso explica a correlação antagônica observada no período das águas e da seca para temperatura mínima, apresentando coeficientes negativos ($r = -0,7906$ e $r = -0,3676$, respectivamente), indicando que quanto mais temperaturas baixas, menor é a produção de metano.

Tanto no período das águas, quanto no período da seca, houve alta correlação entre a temperatura máxima ($r = 0,6460$ e $r = 0,6477$, respectivamente) e a emissão de metano, evidenciando que temperaturas mais elevadas no solo pode aumentar a atividade microbiana, aumentando desta forma a produção de metano (ESCOBAR, 2008). Nesse mecanismo, ainda há de se considerar que parte dessa produção pode ser consumida por bactérias metanotróficas as quais obtêm energia e carbono da oxidação do CH₄, uma vez que, a influência da temperatura no solo explica 34% do efluxo desse gás para atmosfera (FURTADO NETO, 2013).

A saturação do solo por água favorece o desenvolvimento de bactérias metanogênicas que produzem metano a partir da decomposição da matéria orgânica disponível no solo. O controle da disponibilidade de água às plantas não irrigadas é realizado apenas pela precipitação pluviométrica. A disponibilidade de água é o principal regulador dos processos de redução do solo, com efeito direto na produção, oxidação e transporte de CH₄ (AGOSTINETTO *et al.*, 2002), o alagamento do solo causa a diminuição do oxigênio livre e poucas horas após o alagamento o solo torna-se um ambiente anaeróbico (Le MER; ROGER, 2001). A metanogênese ocorre apenas em condições de baixa disponibilidade de elétrons (Potencial redox (Eh) abaixo de +70 mV)

(PETERS; CONRAD, 1996), isso torna a atividade das bactérias metanogênicas estritamente relacionadas com o conteúdo de água nos solos (Le MER; ROGER, 2001).

Entretanto, o que se observa nesse estudo são dois resultados distintos, onde no período das águas, o EPSA apresenta um coeficiente de correlação positivo e significativo ($r = 0,6005$) na emissão de metano e um coeficiente de correlação negativo ($r = -0,5341$) para precipitação (Tabela 12). O outro é uma relação antagônica, ou seja, com o aumento do EPSA diminuiu a concentração de metano (Tabela 11), porém, pode existir uma faixa ótima de saturação nesse solo variando entre 10 e 25% o qual pode beneficiar uma melhor atividade dos microrganismos anaeróbicos (FURTADO NETO, 2013).

A relação entre a quantidade de água no solo e a emissão de CH_4 tem sido objeto de estudo por diversos autores em diferentes regiões no mundo. Na China, Yang e Chang (1998) verificaram que valores inferiores a 23% de água no solo, a emissão de CH_4 é insignificante, enquanto que as taxas máximas de emissão de CH_4 ocorreram com umidades superiores a 67% de água no solo. Nesse estudo os valores médios de umidade no solo em cada estação não alcançaram 21% o que também explica a baixa produção de metano. No entanto, durante o período das águas e da seca, o coeficiente de correlação entre umidade do solo e a emissão de CH_4 apresentou valores negativos ($r = -0,5620$ e $r = -0,3979$, respectivamente), indicando que quanto menor umidade no solo, maior a emissão de metano, mas como essas correlações foram obtidas em um situação de baixa umidade e baixa emissão de metano, conclusões a respeito do comportamento da emissão de metano em função da umidade solo ficam comprometidas

No solo, o CH_4 é utilizado como fonte de energia por micro-organismos metanotróficos e nitrificadores, que oxidam CH_4 durante o processo de ganho de energia com a acumulação de biomassa microbiana (MAJUMDAR & MITRA, 2004). Nesse estudo apesar de não ter sido observada correlação clara entre as emissões de metano e o teor de amônio no solo (Tabela 5), as maiores emissões de metano e ausência de influxo ocorreram no verão, época que havia o maior teor de NH_4^+ nos solos. Uma explicação para tal acontecimento provavelmente é devido ao NH_4^+ levar a um aumento da população nitrificadora em relação à metanotrófica, reduzindo a oxidação de CH_4 , já que os nitrificadores oxidam CH_4 menos eficientemente do que os metanotróficos (HUTSCH *et al.*, 1993). Altas concentrações de amônio no solo inibem a oxidação de metano devido à competição deste íon como o metano pela enzima mono-oxygenase, responsável pelo processo de oxidação (BODELIER & LAANBROEK, 2004; MAJUMDAR & MITRA, 2004;

REAY & NEDWELL, 2004). Escobar (2008) verificou em trabalho, que principalmente no sistema de plantio direto, a diminuição do conteúdo de NH_4^+ no solo é acompanhada por um aumento na taxa de consumo de CH_4 e, assim, a taxa de oxidação de CH_4 está relacionada negativamente com o conteúdo de NH_4^+ do solo, concordando com esse estudo e com os resultados de Khalil & Baggs (2005) que indica uma possível inibição temporária da oxidação de CH_4 em presença de altas concentrações de NH_4^+ .

9 CONSIDERAÇÕES FINAIS

É importante destacar a baixa magnitude nas emissões tanto de N_2O , quanto de CH_4 , independente das estações do ano ou dos sistemas de produção e da Floresta estacional semidecidual do Bioma Mata Atlântica avaliados, podendo estar relacionado com as características físicas, químicas e microbiológicas do solo, e com os fatores climáticos ocorridos durante o experimento, especialmente o baixo volume de precipitação.

A emissão de óxido nitroso foi pequena para todos os sistemas de produção e para floresta, ocorrendo diferenças entre os fluxos de emissão dos tratamentos somente no verão e outono. A interferência das condições edafoclimáticas nas emissões de óxido nitroso não foi verificada, e isso pode ter sido em decorrência dos baixos valores de emissão observados.

Para o fluxo de metano, durante o verão ocorreram os maiores efluxos e durante o inverno os maiores influxos de metano. De forma geral e apesar da baixa emissão, os sistemas de produção extensivo e intensivo foram os que mais emitiram CH_4 . A Floresta estacional do Bioma Mata Atlântica em quase todas as estações apresentou influxo de metano. Apesar de significativa, as correlações entre as condições edafoclimáticas e os fluxos de emissão de metano apresentaram valores entre 26 e 30%, consideradas individualmente fracas. Essa diferença no padrão de emissão entre a floresta e os sistemas de produção pode ser explicada em parte pelo pH do solo que favorece ou não o desenvolvimento de micro-organismos metanotróficos.

Para o melhor entendimento sobre os processos da emissão de gases no sistema solo-planta em sistemas de produção agropecuários tropicais, notadamente os integrados de produção, torna-se necessário a realização de mais estudos voltados à descrição e entendimento desses processos e de vários elementos que podem influenciá-los. Experimentos de longa duração e ferramentas de modelagem que possibilitem a construção de modelos incorporando diversas variáveis edafoclimáticas simultaneamente poderão ajudar no entendimento desses processos.

10. CONCLUSÃO

Os resultados obtidos nesse estudo corroboram a hipótese de que os fatores edafoclimáticos influenciam na emissão dos gases de metano e óxido nitroso, destacando a precipitação pluviométrica, que nesse ano experimental foi abaixo dos valores médios anuais, interferindo em outras variáveis edafoclimáticas como, por exemplo, no EPSA e na umidade do solo, que são fatores importantes na dinâmica de emissão desses gases. Esse fator pode ainda, justificar a baixa amplitude nas emissões de metano e óxido nitroso.

Os sistemas de integração contribuem para mitigação de gases de efeito estufa, principalmente pela presença do componente arbóreo, no entanto, essa contribuição pôde ser menos evidenciada, principalmente em relação ao óxido nitroso, por conta das condições climáticas atipicamente secas durante o período experimental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABIEC. Associação brasileira das indústrias exportadoras de carne. 2017.
- ACTON, S. & BAGGS, E. Interaction between N application rate, CH₄ oxidation and N₂O production in soil. **Biogeochemistry**. Dordrecht. v.103, p. 15-26, 2011.
- AIDAR, H. & KLUTHCOUSKI, J. Evolução das atividades lavoureira e pecuária nos Cerrados. In: KLUTHCOUSKI, J.; STONE, L.F. ; AIDAR, H. (Ed.). **Integração lavoura-pecuária**. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão. 2003. p. 25-58.
- 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.
- BAGGS, E.M.; REES, R.M.; SMITH, K.A.; VINTEN, J.A. Nitrous legume oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use Management**, vol. 16, p. 82-87, 2000.
- BAGGS, E.M.; CHEBII, J.; NDUFA, J.K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. **Soil e Tillage Reserch**. Amsterdam. v.90, p. 60-76. 2006.
- BAGGS E. M. & PHILIPPOT L. Microbial Terrestrial Pathways to Nitrous Oxide. In: SMITH, K. (ed). Nitrous Oxide and Climate Change. Earthscan, London, p. 4-36, 2010.
- BALBINO, L.C.; BARCELLOS, A.O.; STONE, L.F. (Ed.), **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta**, Brasília: Embrapa, 2011.
- BALL, B.C.; SCOTT, A.; PARKER, J.P. Field N₂O, CO₂ and CH₄ fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. **Soil & Tillage Research**. p. 29-39, 1999.
- BASTOS, D.F. Emissão de gases de efeito estufa em solo sob integração lavoura pecuária com ovinos no Sul do Brasil. Dissertação (Mestrado). Unoversidade Federal do Rio Grande do Sul. 2014.
- BATEMAN, E.J.; BAGGS, E.M. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. **Biology and Fertility of Soils**. 41, p. 379–388, 2005.
- BAYER, C. et al. Methane emission from soil under long-term no-till cropping systems. **Soil & Tillage Research**, Amsterdam, v.124, p. 1-7, 2012.

BODELIER, P. L. E.; LAANBROEK, H. J. Nitrogen as a regulatory factor of methane oxidation in soils and sediments. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 47, p. 265-277, 2004.

BOECKX, P.; VAN, C.; VILLARALVO, I. Methane oxidation in soils with different textures and land use. *Nut, Cycl, Agr.* 49: 91-95, 1997.

BOUWMAN, A. F.; FUNG, I.; MATTHEWS, E.; JOHN, J. Global analysis of the potencial for N₂O production in natural soils. *Global Biogeochemical Cycles*. v.7, n.3, p. 557-597, 1993.

BRASIL, MCTI . Emissões de Metano por Fermentação Entérica e Manejo de Dejetos de Animais. Relatórios de Referência: Agricultura. 3º Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, Brasília, DF: MCTI, 2014.

BRASIL, MCTI . Emissões de Óxido Nitroso de Solos Agrícolas e de Manejo de Dejetos. Relatórios de Referência: Agricultura. 3º Inventário Brasileiro de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa, Brasília, DF: MCTI, 2014.

CALLEGARI-JACQUES, S.M. Bioestatística: princípios e aplicações. Porto Alegre: Artmed, 2003.

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

CAMPOS, A.T. Análise de viabilidade de reciclagem de dejetos de bovinos com tratamento biológico, em sistema intensivo de produção de leite. Botucatu, 1997. 141p. Tese (Doutorado) – FCA, Botucatu – UNESP.

CARLOS, L.J. "Agronegócio brasileiro: projeções de crescimento e entraves de infra-estrutura logística" en Observatorio de la Economía Latinoamericana. Número 119. 2009.

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.

CARMO, J. B.; PICCOLO, M. D.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; SOUSA, E.; CERRI, C. C. Short-term changes in nitrogen availability, gas fluxes (CO₂, NO, N₂O) and microbial biomass after tillage during pasture re-establishment in Rondonia, **Brazil**. *Soil & Tillage Research*, v. 96, p. 250-259, 2007.

CARVALHO, J.L.N.; AVANZI, J.C.; CERRI, C.E.P.; CERRI, C.C. Adequação dos sistemas de produção rumo à sustentabilidade ambiental. In: FALEIRO, F.G.; FARIAS NETO, A.L. de (Ed.),

Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais, Planaltina: Embrapa Cerrados; Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. p.671-692, 2008.

CARVALHO, A.M.de ; BUSTAMANTE, M.M.C. ; KOZOVITS, A. R. ; MIRANDA ; VIVALDI, L. J. ; 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, J.L.N.; AVANZI, J.C.; SILVA, L.M.N.; MELLO, C.R. de; CERRI, C.E.P. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v.34, p.277-289, 2010.

CERRI, C.C.; MAIA, S.M.F.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. E. P.; FEIGL, B. J.; BERNOUX, M. Brazilian greenhouse gas emissions: the importance of agriculture and livestock. **Scientia Agricola**. Piracicaba, v. 66, n.6, p. 831-843, 2009.

CICERONE, R.J., 1988. Changes in stratospheric ozone. *Science* (Washington, DC) 237, 35– 42.

CNA, Confederação da agricultura e pecuária do Brasil. 2017.

CONRAD, R. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. *Environmental Microbiology Reports*, v. 1, n. 5, p. 285-292, 2009.

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.

CRUTZEN, P.J. Atmospheric chemical processes of the oxides of nitrogen, included nitrogen oxide. In: Denitrification, nitrification and N₂O. Delwiche, C.C. (Ed), New York: John Wiley and Sons, Ltd., 1981, p. 17-44.

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

DALAL, R.C.; WANG, W.; ROBERTSON, G.P.; PARTON, W.J. Nitrous oxide emission from Australian agricultural lands and mitigation options: a review. **Australian Journal of Soil Research**. v. 41, p. 165-195, 2003.

DEMARCHI, J. J. A. de A. Sustentabilidade de propriedades leiteiras através da redução das emissões de gases de efeito estufa Infobios - Informações Tecnológicas. 2009.

DERAMUS, H.A.; CLEMENT, T.C.; GIAMPOLA, D.D.; DICKISON, P.C. Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. **Journal of Environmental Quality**, v.32, p.269-277, 2003.

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.

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

DUXBURY, J.M. The significance of greenhouse gas from soils of tropical agroecosystems. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B.A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Advances in Soil Science, Boca Raton: CRC Lewis Publishers, p, 279-291, 1995.

EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Manual de métodos de análise de solo / Centro Nacional de Pesquisa de Solos. – 2. ed. rev. atual. – Rio de Janeiro, 1997. 212p. : il. (EMBRAPA-CNPS. Documentos ; 1)

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Dinâmica de gases de efeito estufa em sistemas de produção da agropecuária brasileira, **Rede de Pesquisa Pecus**. 2011.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de pesquisa agropecuária. **Fixação biológica de nitrogênio pode reduzir as emissões de GEE na agricultura**. Boletim on line, 2015.

ESCOBAR, L.F. Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do Rio Grande do Sul. Dissertação de Mestrado. **Universidade Federal de Santa Maria**, 2008.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. Yearbook of Fishery Statistics. Summary table. 2006.

FAO. Perspectivas Agrícolas no Brasil: desafios da agricultura brasileira 2015-2024. OCDE. 2015.

FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Grasslands: enabling their potential to contribute to greenhouse gas mitigation**. Rome. 2007.

FARQUHARSON, R., BALDOCK J. (2008): Concepts in modelling N₂O emissions from land use. **Plant and Soil**, 309: 147–167.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *Ambio*, v.22, n.8, p.537- 545, 1993.

FEIGL, B.J.; BERNOUX, M.; CERRI, C.C.; PICCOLO, M.C. O efeito da sucessão floresta/pastagem sobre o estoque de carbono e o fluxo de gases em solos da Amazônia. In: LIMA, M.A. de; RODRIGUES, O.M.; GONZALEZ MIGUEZ, J.D. (Ed.). **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p.257-271.

FIRESTONE, M. K.; DAVIDSON, E. A. Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. In: ANDREAE, M.O.; SCHIMMEL, D.S. (Ed.). *Exchange of trace gases between terrestrial ecosystems and the atmosphere*. Chichester: Wiley, 1989. p.7-21.

FONTOURA, S.M.V.; BAYER, C. Adubação nitrogenada para alto rendimento de milho em plantio direto na região centro-sul do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v.33, p. 1721-1732, 2009.

FRANCHINI, J. C. et al. Integração Lavoura-Pecuária: alternativa para diversificação e redução do impacto ambiental do sistema produtivo no Vale do Rio Xingu. Londrina: Embrapa Soja, 2010. 20 p. (Embrapa Soja. Circular Técnica 77, ISSN 2176-2864 Versão Eletrônica).

FURTADO NETO, A.T. Produção e fluxo de metano em área de floresta de terra-firme na Flona Tapajós. Santarém, 2013.

GAMA-RODRIGUES, E.F.; BARROS, N.F.; VIANA, A.P. & SANTOS, G.A. Alterações na biomassa e na atividade microbiana da serapilheira e do solo, em decorrência da substituição de cobertura florestal nativa por plantações de eucalipto, em diferentes sítios da região Sudeste do Brasil. **R. Bras. Ci. Solo**, 32:1489-1499, 2008.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Uso de dejetos de animais em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C.; BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.). **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Seqüestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Porto Alegre: Genesis, cap. 8, p. 171-199, 2007.

GODOI, E.G. Fluxo de gases de efeito estufa em solos do Pampa gaúcho sob silvicultura. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Pampa, 2012.

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

GONZÁLEZ-AVALOS, E. & RUIZ-SUÁREZ, L. G. Methane emission factors from cattle manure in Mexico. *Bioresource Technology*. 80:1, 63-71, 2001.

GREGORICH, E.G.; ROCHETTE, P.; HOPKINS, D.W.; McKIM, U.F.; ST-GEORGES, P. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. ***Soil Biology & Biochemistry***. 38, p. 2614–2628, 2006.

GUSMÃO, M.R.; ALVES, T.C.; LEMES, A.P.; BETTIOL, G.M.; PEDROSO, A.F.; BARIONI, J.W.; OLIVEIRA, P.P.A.; GREGO, C.R. Sodium fluorescein as an internal tracer on the location of bovine urine patches in pastures. ***Grass and Forage Science***. 2015.

HANSON, R.S. & HANSON, T.E. (1996) Methanotrophic bacteria. *Microbiology and Molecular Biology Reviews*, v. 60, n. 2, p. 439-471.

HARRISON, R.; WEBB, J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. ***Advances in Agronomy***. 73, p. 65-108, 2001.

HINDRICHSEN, I.K.; WETTSTEIN, H.R.; MACHMULLER, A.; KREUZER, M. Methane emission, nutrient degradation and nitrogen turnover in dairy cows and their slurry at different milk production scenarios with and without concentrate supplementation. ***Agriculture, Ecosystems and Environment***, Amsterdam, v.113, p. 150-161, 2006.

HUTSCH, B.W.; WEBSTER, C.P.; POWLSON, D. S. Long-term effects of nitrogen fertilization on methane oxidation in soil of the Broadbalk wheat experiment. *Soil Biology & biochemistry*, 25, p.1307-1315, 1993.

HUSTCH, B.W. Methane oxidation in arable soil a inhibited by ammonium, nitrite and organic manure with respect to soil pH. ***Biology and Fertility of Soils***. Berlin, v.28, n.1, p.27-35, 1998.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística: Censoagro, 2007.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTÁTISTICA. Indicadores IBGE: Estatística da Produção Agrícola, Fevereiro de 2014.

IBGE/CEPEA. Centro de Estudos Avançados em Economia Aplicada. Relatório do PIB do agronegócio brasileiro, Nov, 2016.

INPE. Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES), do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 2016.

IPCC, 2013: Summary for Policymakers. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis*. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S. K. Allen, J. Boschung,

A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)). Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. United Nations Environment Programmers. **Assessment report 4; Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Geneva, 2007.

IPEA. Instituto de pesquisa econômica aplicada. Agricultura e crescimento: cenários e projeções. 2011.

JACINTHE, P.A.; LAL, R. Methane oxidation potential of reclaimed grass land soils as affected by management. **Soil Science.** New Brunswick, v.171, p. 772-783, 2006.

JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. & ALVES, B.J.R. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutr. Cycl. Agroecosyst.**, 82:161-173, 2008.

KAISER, J. T.; HU, Y. L.; WIIG, J. A.; REES, D. C.; RIBBE, M. W. Structure of Precursor-Bound NifEN: A Nitrogenase FeMo Cofactor Maturase/Insertase. *Science*, v. 331, n. 6013, 2011.

KELLER, M.; VARNER, R.; DIAS, J.D.; SILVA, H.; CRILL, P.; DE OLIVEIRA, R.C.J.; ASNER, G.P. Soil-atmosphere Exchange of Nitrous Oxide, Nitric Oxide, Methane, and Carbon Dioxide in logged and undisturbed forest in the Tapajós National Forest, Brazil. **Earth Interactions**, Boston, v.9, n.23, p. 1-28, 1 of Nov. 2005.

KHALIL, M.I. & BAGGS, E.M. CH₄ oxidation and N₂O emissions at varied soil water-filled pore spaces and headspace CH₄ concentrations. *Soil Biol. Biochem.*, 37:1785-1794, 2005.

KICHEL, A.N.; MIRANDA, C.H.B. Sistema de integração agricultura & pecuária. Campo Grande: Embrapa Gado de Corte, 2001. (Embrapa Gado de Corte. Circular Técnica, 53).

KONDA, R., OHTA, S., ISHIZUKA, S., HERIYANTO, J.; WICAKSONO, A. Seasonal changes in the spatial structures of N₂O, CO₂, and CH₄ fluxes from Acacia mangium plantation soils in Indonesia. **Soil Biology & Biochemistry**, v.42, p. 1512- 1522, 2010.

KOSUGE, N.; SUHET, A.R.; BURLE, M.L.; LINHARES, N.W. Avaliação do potencial de suprimento de nitrogênio em um solo de Cerrado. In: EMBRAPA. Centro de Pesquisa Agropecuária dos Cerrados (Planaltina, DF). Relatório técnico do projeto nipobrasileiro de cooperação em pesquisa agrícola nos Cerrados 1987/1992. Brasília, p.347-362, 1994.

KULLING, D.R.; DOHME, F.; MENZI, H.; SUTTER, F.; LISCHER, P.; KREUZER, M. Ammonia, nitrous oxide and methane emissions from differently stored dairy manure derived

- from grass and hay-based rations. **Nutrient Cycling Agroecosystems**, Dordrecht, v.65, p. 13-22, 2003.
- LAL, R. 2001. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. **Climate Change** 51, 35-72.
- LAL, R.; KIMBLE, J.; FOLLETT, R.F. & STEWART, B.A. Soil processes and the carbon cycle. Boca Raton, CRC Press, 609 p.1998.
- LEITE, L. F. C.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MADARI, B. E. et al. O potencial de seqüestro de carbono em sistemas de produção integrados: a integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). In: ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PA LHA, 12., 2010. Foz do Iguaçu. Anais... Ponta Grossa: FEBRAPDP, 2010. p.69-76.
- LEMER, J AND ROGER ,P. Production, oxidation, emission and consumption of methane by soils: a review. **European Journal of Soil Biology**, v.37, p.25-50, 2001.
- LEMOES, S.G., NOGUEIRA, A.R.A., SOUZA, G.B. Determinações de formas inorgânicas de nitrogênio por análise em fluxo. São Carlos: EMBRAPA PECUÁRIA SUDESTE. 2002. 21p., Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 1.
- LIEBIG, M.A.; et al. Grazing management contributions to net global warming potential: a long-term evaluation in the northern Great Plains. *Journal of environmental Quality*, Siebeldingen, v.39, p. 1103-1117, 2009.
- LIMA, M.A. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v.19, p.451-472, 2002.
- LIU, X.J.; MOSIER, A.R.; HALVORSON, A.D.; REULE, C.A.; ZHANG, F.S. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology & Biochemistry**. 39, p. 2362–2370, 2007.
- MACEDO, M.C.M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas, **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.38, p.133-146, 2009.
- MAJUMDAR, D. & MITRA, S. Methane consumption from ambient atmosphere by a Typic Ustochrept soil as influenced by urea and two nitrification inhibitors. **Biology and Fertility of Soils**. 39, p. 140–145, 2004.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento 2008. Projeções do agronegócio – Brasil – 2008/09 a 2018/19.

MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2012. Disponível em: > <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/acoes-do-plano><

MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia. Segundo Inventário Brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. Relatório de Referência: EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO DE SOLOS AGRÍCOLAS E DE MANEJO DE DEJETOS, 2010.

MCTI. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação: ESTIMATIVAS ANUAIS DE EMISSÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA NO BRASIL, 2ªed. Brasília, 2014.

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

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO, MCTI, **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**, Brasília, DF, 2013.

MINISTÉRIO DA CIÊNCIA, TECNOLOGIA E INOVAÇÃO. MCTI. **Estimativas anuais de emissões de gases de efeito estufa no Brasil**. Brasília, DF, 2014.

MOJEREMANE, W.; REES, R.M.; MENCUCCINI, M. The effects of site preparation practices on carbon dioxide methane and nitrous oxide fluxes from a peaty gley soil. **Forestry**, v.19, p.1-15, 2011.

MOREIRA, F.M.S. & SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2 ed. 729 p. Lavras: Editora UFLA, 2006.

MOSIER, A.R.; DELGADO, J.A.; KELLER, M. Methane and nitrous oxide fluxes in an acid oxisol in western Puerto Rico: effects of tillage, liming and fertilization. **Soil Biology & Biochemistry**. v. 30, n.14, p. 2087-2098, 1998.

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**. 6, p. 11–49, 2004.

MOURA, J.M. S. Fontes de metano em florestas tropicais da Amazônia: Análise da composição isotópica e uso de técnicas indiretas para determinação de balanços gasosos nesses ecossistemas. 2010. Tese (Doutorado em Ciências)-Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

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.

NESBIT, S. P.; BREITENBECK, G. A. A LABORATORY STUDY OF FACTORS INFLUENCING METHANE UPTAKE BY SOILS. *Agriculture Ecosystems & Environment*, v. 41, n. 1, p. 39-54, 1992.

NETO, M.S.; PICCOLO, M.C.; JUNIOR, C.C.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Emissão de gases de efeito estufa em diferentes usos da terra no Bioma Cerrado. **R. Bras. Ci. Solo**, 35:63-76, 2011.

OLIVEIRA, P. P. A.; PEDROSO, A. F.; ALMEIDA, R. G.; FURLAN, S.; BARIONI, L.G.; BERNDT, A.; OLIVEIRA, P. A.; HIGARASHI, M.; MORAES, S.; MARTORANO, L.; LUIPEREIRA; VISOLI, M.; FASIABEM, M.C.R.; FERNANDES, A.H.B.M. Emissão de gases nas atividades pecuárias. In: II SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS AGROPECUÁRIOS E AGROINDUSTRIAIS – II SIGERA, 2011, Foz do Iguaçu. Palestras, v.I, 2011.

OLIVEIRA, W.R.D.; CARVALHO, A.M.; SOUZA, K.W.; OLIVEIRA, A.D.; BRAGA, L.M.; PINHEIRO, L.A.; PASSOS, L.; PULROLNIK, K.; RAMOS, M.L.G. Emissão de N₂O em solo cultivado com soja em sistemas de integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF) e integração lavoura-pecuária (iLP). In: FERTBIO, Maceió, **Anais...Maceió**: SBCS/UFAL, 2012.

OLIVEIRA, P. P. A.; ALVES, T. C.; PEDROSO, A. F.; MARQUES, R.; PASSERI, L.F.; PEZZOPANE, J.R.M.; BERNDT, A. Nitrous oxide emissions from different dairy cattle production systems with tropical pastures during the Brazilian spring. **Advances in Animal Biosciences**, v.4, n.2, p.501, 2013.

OLIVEIRA, P.P.A.; RODRIGUES, P.H.M.; AZENHA, M.; LEMES, A.P.; SAKAMOTO, L.S.; CORTE, R.U.; PRAES, M.F.F.M. Emissões de GEEs e amônia em sistemas pastoris: mitigação e boas práticas de manejo. Sistemas de produção, intensificação e sustentabilidade da produção animal; 288p. ANAIS.../ PIRACICABA: FEALQ, 2015.

OLIVEIRA, W. R. D. de; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M. de; COSER, T. R.; SILVA, A. M. M.; LACERDA, M. M.; SOUZA, K. W. de; MARCHAO, R. L.; VILELA, L.; PULROLNIK, K. Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1501-1510, set. 2016.

OURIVES, O. E. A.; SOUZA, G.M.; TIRITAN, C. S.; Santos, D. H. Fertilizante orgânico como fonte de fósforo no cultivo inicial de brachiária brizantha cv. Marandú. *Pesquisa Agropecuária Tropical*. Goiânia, v. 40, n. 2, p. 126-132, 2010.

- PAUL, E.A.; CLARK, F.E. **Soil microbiology and biochemistry**. 2nd ed. California: Academic Press, 1996. 340p.
- PARKIN, T. B.; VENTEREA, R. T. Chamber-based trace gas flux measurements. In. FOLLETT, R. F. (Ed.). **Sampling protocols**. Washington, DC: USDA, 2010. p. 3-1, 3-39.
- PECUS. **Glossário da rede de pesquisa Pecus**. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2015.
- PAUSTIAN, K.; SIX, J.; ELLIOTT, E.T. & HUNT, H.W. Management options for reducing CO₂ emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry*, 48:147-163, 2004.
- PAZINATO, J.M. Isolamento e identificação de micro-organismos metanogênicos em solos de Terra Preta Antropogênia (TPA) e de várzea (Gleissolos) da Amazônia Oriental. Tese (Doutorado), ESALQ – Piracicaba, 2007.
- PEZZOPANE, J.R.M., CRUZ, P.G., SANTOS, P.M., BOSI, C., ARAUJO, L.C., 2014. Simple agrometeorological models for estimating Guineagrass yield in Southeast Brazil. *Int. J. Biometeorol.* 58, 1479 -1487.
- QADERI, M. M. e REID, D. M. ‘Methane emissions from six crop species exposed to three components of global change: Temperature, ultraviolet-B radiation and water stress’, *Physiologia Plantarum*, v. 137, n. 2, p139–147.2009.
- QUEIROZ, J. M. T. Estudo do fluxo de metano em cupinzeiros epígeos em sistemas agroflorestais, Floresta Primária e pastagens na Amazônia Ocidental. (Dissertação de Mestrado)- Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, 2004.
- REAY, D.S.; NEDWELL, D.B. Methane oxidation in temperate soils: effects of inorganic N. *Soil Biology & Biochemistry*, 36, p. 2059–2065, 2004.
- ROBERTSON, G.P.; GRACE, P.R. Greenhouse gas fluxes in tropical and temperate agriculture: the need for a full-cost accounting of global warming potentials. **Environment, Development and Sustainability**. 6, p. 51–63, 2004.
- SAINJU, U.M. et al. Soil Greenhouse Gas Emissions Affected by Irrigation, Tillage, Crop Rotation, and Nitrogen Fertilization, *Journal of Environmental Quality*, Siebeldingen, v.41 n.6, p. 1774-1786, 2012.
- SALES DUARTE, B. Confederação da agricultura e pecuária do Brasil. Artigo on line. 2017.
- SCHLESINGER, W. H. *Biogeochemistry, An analysis of global change*. 2nd ed. Academic, San Diego, 1997.

SEEG. Documento de análise: evolução das emissões de gases de efeito estufa no Brasil (1970-2013) : setor agropecuário / Instituto de Manejo e Certificação Florestal e Agrícola (IMAFLOA). – São Paulo : Observatório do Clima, 2014.

SETYANTO, P. et al. Soil controlling factors of methane gas production from flooded rice fields in Pati District, Central Java. Indonésia. *Journal Agricultural Science*, Belgrade, v.3 p.20-31, 2002.

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.

SILVA, R. P. Alometria, estoque e dinâmica da biomassa de florestas primárias e secundárias na região de Manaus (AM). 2007. Tese (Doutorado em Ciências de Florestas Tropicais). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus (Amazonas).

SINGH, B.; CHANASYK, D.S. & MCGILL, W.B. Soil water regime under barley with long-term tillage-residue systems. *Soil Till. Res.*, 45:59-74, 1998.

SIQUEIRA NETO, M. Estoque de carbono e nitrogênio do solo com diferentes manejos no Cerrado goiano. 159 f. Tese (Doutorado – Programa de Pós-Graduação em Ciências. Área de concentração: Energia Nuclear na Agricultura) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo. Piracicaba, 2006.

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

SMITH, K.A.; DOBBIE, K.E.; BALL, B.C.; BAKKEN, L.R.; SITAULA, B.K.; HANSEN, S. Oxidation of atmospheric methane in Northern European soils, comparison with other ecosystems, and uncertainties in the global terrestrial sink. **Global Change Biology**. 6, p. 791–803, 2000.

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

SMITH, K. A. & CONEN, F. Impacts of land management on fluxes of trace greenhouse gases, **Soil Use and Management**. 20, p. 255-263, 2004.

SOUZA; G.N.B.; VASCONCELOS, S. S.; PAULINO, G. S.; SOUSA, M. K. M. Estoque e produção de serapilheira sobre o solo em sistema agroflorestal sob influência de árvores de ingá (*Ingá edulis*) e cacau (*Theobroma cacao*) no município de Tomé-Açu (PA). In: SEMINÁRIO DE

INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL, 17.; SEMINÁRIO DE PÓS-GRADUAÇÃO DA EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL, 1., 2013, Belém, PA. Anais. Belém, PA: Embrapa Amazônia Oriental, 2013. 1 CD-ROM. PIBIC 2013.

STEHFEST, E. & BOUWMAN, L. N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**. Dordrecht, v.74, p.207-228, 2006.

SUHET, A.R.; PERES, J.R.R.; VARGAS, M.A.T. Nitrogênio. In: GOEDERT, W.J. Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo. Planaltina: Embrapa-CPAC; São Paulo: Nobel, 1986. p.167- 202.

TRANNIN, I.C. de B.; SIQUEIRA, J.O.; MOREIRA, F.M. de S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1173-1184, 2007.

TSUKAMOTO FILHO, A.A.; COUTO, L.; NEVES, J.C.L.; PASSOS, C.A.M.; SILVA, M.L. Fixação de carbono em um sistema agrissilvipastoril com eucalipto na região do Cerrado de Minas Gerais. **Revista Agrossilvicultura**, v.1, p. 29-41, 2004.

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

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

VAL-MORAES, S. P.; VALARINI, M. J.; GHINI, R.; LEMOS, E. G. M.; CARARETOALVES, L. M. Diversidade de bactérias de solo sob vegetação natural e cultivo de Hortaliças. **Revista Ciência Agronômica**, v. 40, n. 1, p. 7-16, 2009.

VERCHOT, L. V., DAVIDSON, E. A., CATTANIO, J. H. and ACKERMAN, I. L. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soil of eastern Amazonia. **Ecosystems** 3, 41-56. 2000.

VINTEN,A.J.; BALL, B.C.; O’SULLIVAN, M.F.; HENSHALL, J.K. The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. **Journal of Agricultural Science**, v.139, p. 231-243, 2002.

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

WRUCK, F.J.; BEHLING, M.; ANTONIO, D.B.A. Sistemas integrados em Mato Grosso e Goiás. In: **Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável**. Brasília: Embrapa, 2015.

XU, H.; CAI, Z.C.; TSURUTA, H. Soil moisture between rice-growing seasons affects methane emission, production and oxidation. *Soil Science Society America Journal*, Madison, v.67, n.4, p.1147, 2003.

YANG, S.S., CHANG, H.L. Effect of green manure amendment and flooding on methane emission from paddy fields. **Chemosphere – Global Change Science**, Oxford, v.3, n.1, p.41-49, 2001.

ZANATTA, J.A., BAYER, C., VIEIRA, F.C.B., GOMES, J., TOMAZI, M., 2009. Nitrous oxide and methane fluxes in South Brazilian Gleysol as affected by nitrogen fertilizers. *Revista Brasileira da Ciência do Solo* 34, 1653-1665.

ZANATTA, J. A.; ALVES, B. J. R.; BAYER, C.; TOMAZI, M.; FERNANDES, A. H. B. M.; COSTA, F. de S.; CARVALHO, A. M. de Protocolo para medição de fluxos de gases de efeito estufa do solo. Colombo: Embrapa Florestas, 2014. 53 p. (Embrapa Florestas. Documentos, 265).

ZOTARELLI, L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; TORRES, E.; SANTOS, H.P.; PAUSTIAN, K.; BODDEY, R.M.; SIX, J. Impact of Tillage and CROP Rotation on Aggregate-Associated Carbon in Two Oxisols. *Soil Science Society America Journal*, v.69, p.482-491, 2005.

YU, K.W.; WANG, Z.P.; VERMOESEN, A.; PATRICK, W.H.; VAN CLEEMPUT, O. Nitrous oxide and methane emissions from different soil suspensions: effect of soil redox status. **Biological and Fertility of Soils**, v. 34, p. 25-30, 2001.