

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
CÂMPUS DE SINOP
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS
ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL**

**FLUXO DE ÓXIDO NITROSO (N₂O) DO SOLO DE
MONOCULTIVOS E DA INTEGRAÇÃO LAVOURA-
PECUÁRIA**

GUILHERME MOMO CRUZ

**SINOP
MATO GROSSO – BRASIL
2022**

GUILHERME MOMO CRUZ

**FLUXO DE ÓXIDO NITROSO (N₂O) DO SOLO DE MONOCULTIVOS E
DA INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA**

Orientadora: **Dr^a. Milene Carvalho
Bongiovani Roveri**

Co-orientador: **Dr. Alexandre Ferreira do
Nascimento**

Projeto de Trabalho de Curso apresentado à
Universidade Federal de Mato Grosso -
UFMT - *Campus* Universitário de Sinop, como
parte das exigências para obtenção do título
de Engenheiro Agrícola e Ambiental.

**SINOP
2022**

Dados Internacionais de Catalogação na Fonte.

C957f Cruz, Guilherme.
FLUXO DE ÓXIDO NITROSO (N₂O) DO SOLO DE
MONOCULTIVOS E DA INTEGRAÇÃO LAVOURA-
PECUÁRIA / Guilherme Cruz. -- 2022
40 f. : il. color. ; 30 cm.

Orientadora: Dr^a. Milene Carvalho Bongiovani Roveri.
Co-orientador: Dr. Alexandre Ferreira do Nascimento.
TCC (graduação em Engenharia Agrícola e Ambiental) -
Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências
Agrárias e Ambientais, Sinop, 2022.
Inclui bibliografia.

1. Gases de Efeito Estufa. 2. Mitigação. 3. Manejo do
solo. I. Título.

Ficha catalográfica elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos
pelo(a) autor(a).

Permitida a reprodução parcial ou total, desde que citada a fonte.



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO
CAMPUS UNIVERSITÁRIO DE SINOP
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E AMBIENTAIS
CURSO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA E AMBIENTAL
COMISSÃO DE TRABALHO DE CURSO



TERMO DE APROVAÇÃO DE TRABALHO DE CURSO

TÍTULO DO TRABALHO: Fluxo de Óxido Nitroso (N₂O) do Solo de Monocultivos e da Integração Lavoura-Pecuária

ACADÊMICO: **Guilherme Momo Cruz**

ORIENTADORA: Dr^a. Milene Carvalho Bongiovani Roveri

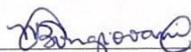
CO-ORIENTADOR: Dr. Alexandre Ferreira do Nascimento

APROVADO PELA COMISSÃO EXAMINADORA:

Dr^a. Milene Carvalho Bongiovani Roveri - Presidente da Banca

Alexandre Ferreira do Nascimento - Membro

Eduardo Reckers Segatto - Membro



Dr^a. Milene Carvalho Bongiovani Roveri
Presidente da Banca

DATA DA DEFESA: 05 de julho de 2022.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a DEUS, que sempre iluminou meus caminhos.

A meus pais, Nilton Pereira da Cruz e Marisa Beatriz Momo Cruz, pelo incentivo, pelo carinho, que me deram sua força, garra e exemplo na minha jornada, que me apoiaram em cada decisão tomada ao longo dos anos, que sempre se fizeram presentes na minha vida, que me deram suporte e amparo sempre quando precisei.

A meu irmão Vitor Momo Cruz, pelo companheirismo, por sempre está ao meu lado, por me auxiliar, por sempre me estender a mão quando caia e é a pessoa que me inspira a ser melhor a cada dia.

A minha namorada Shennys Hoffmann, pelo carinho, pela paciência comigo nos momentos de estresse, por sempre me apoiar, me motivar e me dar forças para continuar, por me ajudar tanto.

Ao meu orientador de pesquisa na EMBRAPA e Coorientador de TC, Dr. Alexandre Ferreira do Nascimento, pela orientação, por todos os ensinamentos, pelos conselhos, brincadeiras e pela paciência comigo.

A minha Orientadora de TC, Dr^a. Milene Carvalho Bongiovani Roveri, por ter me adotado nesse trabalho, pela orientação, pela parceria, pela motivação, por sua disponibilidade, dicas e conselhos.

Ao professor Edinaldo, que se dispôs em me auxiliar na análise estatística do trabalho.

A Universidade Federal de Mato Grosso, ao Curso de Graduação de Engenharia Agrícola e Ambiental, a todos os professores que de alguma forma contribuíram para o meu aprendizado e para o meu crescimento pessoal e acadêmico.

A EMBRAPA Agrossilvipastoril, por todo apoio de estrutura, locomoção, aos técnicos, em especial o Rogério e o Bruno, que diversas vezes pararam o que estavam fazendo para me ajudar, por me orientar e deixar os dias de laboratório mais alegres e divertido.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela concessão da bolsa PIBIC.

Aos meus amigos e colegas da EMBRAPA Agrossilvipastoril, que me ajudaram nas coletas dos gases.

A todos os meus familiares, em especial ao meu primo Henrique Momo que sempre que precisei se dispôs do seu tempo para me ajudar.

Aos amigos que fiz na faculdade, em especial ao Luis Felipe, Bruno Pereira, Vitor Campagnolo e Marcus Vinicius pelas inúmeras horas de estudo, madrugadas viradas e pela companhia.

A todos que fizeram parte deste caminho, mesmo não estando aqui presentes.

Meus sinceros agradecimentos a todos vocês.

“A MENOS QUE MODIFIQUEMOS A NOSSA MANEIRA DE PENSAR, NÃO SEREMOS CAPAZES DE RESOLVER OS PROBLEMAS CAUSADOS PELA FORMA COMO NOS ACOSTUMAMOS A VER O MUNDO”. (ALBERT EINSTEIN)

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Processos de produção de N_2O no solo. 1- Redução dissimilatório do nitrato para amônia; 2- Nitrificação autotrófica; 3- Desnitrificação por nitrificadores; 4- Desnitrificação; 5- Nitrificação heterotrófica (EMBRAPA, 2017).14
- Figura 2** - Precipitação mensal acumulada durante o período de coleta (EMBRAPA, 2019).19
- Figura 3** - Localização dos tratamentos em campo, identificando: tratamento 02: lavoura; tratamento 03: pastagem; tratamento 05: Integração lavoura-pecuária (Google Maps, 2021).20
- Figura 4** - Base metálica inserida no solo. Foto: Alexandre Ferreira do Nascimento (EMBRAPA, 2019, p. 548).20
- Figura 5** - Topo instalado no campo, feito de bandeja de policloreto de vinil revestido com manta térmica. Foto: Alexandre Ferreira do Nascimento (EMBRAPA, 2019, p. 548).21
- Figura 7** - (A) Uso do termo-higrômetro; (B) Termômetro Digital do Solo a 10 cm de profundidade.22
- Figura 8** - Cromatógrafo gasoso do laboratório da Embrapa Agrossilvipastoril equipado com detectores de captura de elétrons e ionização de chamas para quantificar os gases de efeito estufa (N_2O , CH_4 e CO_2) e salvar os dados no computador conectado a ele.23
- Figura 9** - Fluxo semanal de N_2O do solo e erro padrão da média (representado pelas barras verticais) nos seguintes sistemas: lavoura, pastagem e ILP entre agosto de 2018 a junho de 2019.25
- Figura 10** - Fluxo Médio Acumulado de N_2O e a diferença entre os tratamentos. Médias do tratamento seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.26
- Figura 11** - Dados meteorológicos diários durante as coletas (precipitação acumulada (mm), temperatura média do ar ($^{\circ}C$) e umidade relativa média do ar (%)) obtidos pela estação meteorológica automática da Embrapa Agrossilvipastoril (EMBRAPA, 2019).28

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise de variância para efeitos principais e de interações.....	26
Tabela 2 - Correlação de Pearson entre os tratamentos e as variáveis climáticas umidade, precipitação e temperatura.....	29

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	9
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	11
2.1 Gases de Efeito Estufa (GEE).....	11
2.2 PLANO ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)	12
2.3 Emissão de N ₂ O e as Diferentes Práticas de Uso e Manejo do Solo	13
2.4 Sistema de Integração Lavoura Pecuária (ILP).....	15
3. MATERIAI E MÉTODOS	19
3.1 Caracterização da Área de Estudo.....	19
3.2 Caracterização da Coleta de Dados.....	20
3.3 Processamento e Análise dos Dados.....	22
3.4 Análise Estatística.....	24
4. Resultados e Discussão	25
4.1 Precipitação, temperatura e umidade.....	28
5. Conclusões.....	31
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	32

RESUMO

FLUXO DE ÓXIDO NITROSO (N₂O) DO SOLO DE MONOCULTIVOS E DA INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA

O óxido nitroso (N₂O) é considerado um dos principais gases de efeito estufa que interferem no balanço radioativo da atmosfera e na química do ozônio na estratosfera (O₃). A concentração deste gás na atmosfera aumentou cerca de 20% em relação à era pré-industrial. A nível mundial, os solos agrícolas contribuem com cerca de 60% das emissões antrópicas de N₂O. Apesar de o setor agropecuário ser uma fonte importante de N₂O, os seus sistemas de produção podem atuar também como mitigadores. Para tanto o presente trabalho objetivou-se avaliar as emissões de óxido nitroso (N₂O) do solo em três diferentes tratamentos lavoura (TR2), pastagem (TR3) e integração lavoura-pecuária (TR5), determinando os respectivos fluxos de N₂O e determinando o sistema com menor emissão de N₂O. As avaliações ocorreram na Fazenda Experimental da Embrapa Agrossilvipastoril em Sinop-MT, durante os meses de agosto de 2018 a junho de 2019. Ao todo foram utilizadas 4 repetições utilizando sistema de câmaras estáticas manuais e seringas, foram realizadas coletas semanais de amostras de gás e posterior análise em laboratório. Com isso obteve-se os fluxos semanais nos sistemas supracitados. As análises foram quantificadas por cromatografia para se obter os fluxos gasosos emitidos pelo solo e depois submetidos a transformação Box-Cox e aplicado o teste da normalidade e análise de variância, também foi utilizado a correlação de Pearson. O efeito da adubação nitrogenada e o período chuvoso foram os fatores que mais influenciaram nos fluxos de N₂O. Os maiores picos ocorreram após a semeadura da soja, final de setembro, até o final de novembro e na semeadura do milho segunda semana de fevereiro. O maior fluxo de N₂O foi observado no TR2, lavoura com aproximadamente 190 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. Os tratamentos 2 e 3 apresentaram diferença significativa entre si. Os fluxos médios de N₂O obtidos foram de 29,06 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ para o TR2, lavoura, 21,5 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹ no sistema de ILP (TR5) e, por último, a pastagem, com 13,82 µg N-N₂O m⁻² h⁻¹. A umidade e a precipitação estão relacionadas a perda de oxido nitroso para a atmosfera. Pode-se observar uma correlação positiva entre o TR2 e a precipitação e o TR3 e TR5 apresentaram uma correlação positiva com a umidade. Os fluxos mais elevados de N₂O do solo foram na lavoura, seguida pela ILP e com menor valor na pastagem. Na estação chuvosa, em todos os tratamentos, os fluxos de N₂O foram maiores quando comparados a estação seca, e estão relacionados a PPA (Plano Plurianual) do solo.

Palavras-chave: Gases de Efeito Estufa; Mitigação; Manejo do solo.

ABSTRACT

FLOW OF NITROUS OXIDE (N₂O) FROM MONOCULTS SOIL AND CROP-LIVESTOCK INTEGRATION

Nitrous oxide (N₂O) is considered one of the main greenhouse gases that interfere in the radioactive balance of the atmosphere and in the chemistry of ozone in the stratosphere (O₃). The concentration of this gas in the atmosphere has increased by about 20% compared to the pre-industrial era. Worldwide, agricultural soils contribute around 60% of anthropogenic N₂O emissions. Although the agricultural sector is an important source of N₂O, its production systems can also act as mitigators. Therefore, this study aimed to evaluate soil nitrous oxide (N₂O) emissions in three different treatments: crop (TR2), pasture (TR3) and crop-livestock integration (TR5), determining the respective N₂O fluxes and determining the system with lower N₂O emission. The evaluations took place at the Experimental Farm of Embrapa Agrossilvipastoril in Sinop-MT, August 2018 to June 2019. In all, 4 replication were used using a system of manual static chambers and syringes, weekly collections of gas samples and further analysis in the laboratory. With this, the weekly flows were obtained in the aforementioned systems. The analyzes were quantified by chromatography to obtain the gaseous fluxes emitted by the soil and then submitted to Box-Cox transformation and applied the normality test and analysis of variance, Pearson's correlation was also used. The effect of nitrogen fertilization and the rainy season were the factors that most influenced N₂O fluxes. The highest peaks occurred after soybean sowing, at the end of September, until the end of November and at corn sowing in the second week of February. The highest N₂O flux was observed in TR2, crop with approximately 190 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Treatments 2 and 3 showed a significant difference between them. The average N₂O fluxes obtained were 29.06 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ for TR2, tillage, 21.5 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹ for the ILP system (TR5) and, by last, pasture, with 13.82 µg N₂O-N m⁻² h⁻¹. Moisture and precipitation are related to the loss of nitrous oxide to the atmosphere. A positive correlation can be observed between TR2 and precipitation and TR3 and TR5 showed a positive correlation with humidity. The highest fluxes of soil N₂O were in the crop, followed by the ILP and with the lowest value in the pasture. In the rainy season, in all treatments, the N₂O fluxes were higher when compared to the dry season, and are related to the PPA (Multiannual Plan) of the soil.

Keywords: Greenhouse Gases; Mitigation; Soil management.

1. INTRODUÇÃO

O fator significativo, que vem influenciando cada vez mais o clima da Terra nos últimos 200 anos está relacionado à atividade humana (ação antropogênica). O fenômeno responsável por manter o equilíbrio térmico do planeta, efeito estufa, ocorre pela presença de gases na atmosfera como o dióxido de carbono e o óxido nitroso que impedem que a Terra perca calor (BAYER, 2015; ALIREZAEI *et al.*, 2017; MOUMEN *et al.*, 2019; CHEHABEDDINE, TVARONAVIČIENĖ, 2020).

Desde a revolução industrial em meados do século XIX houve um aumento significativo dos Gases de Efeito Estufa (GEE) na atmosfera, hoje um dos principais problemas ambientais, por causarem o aumento das temperaturas do ar atmosférico, denominado de aquecimento global, responsável pelas mudanças climáticas (HUANG *et al.*, 2016).

Esse aumento segundo o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2021), foi de 1,09 °C na temperatura do globo desde a era pré-industrial, das quais 1,07 °C provavelmente esteja relacionado as ações humanas, afirmando ser inegável a influência humana sobre o aquecimento do planeta.

O aumento da temperatura global é explicado pelos altos níveis de manufatura e atividade econômica que inclui emissões dos principais gases de efeito estufa tais como dióxido de carbono, metano, óxidos e gases fluorados (ALBERGEL *et al.*, 2010).

As práticas agrícolas e as mudanças do uso da terra devido ao desmatamento são as principais fontes de emissão dos GEE (CERRI *et al.*, 2007). Estima-se que, a agricultura contribui com aproximadamente 20% da emissão antrópica de GEE, podendo atuar como fonte de emissões ou como dreno dos GEE, ao depender do uso do solo e das práticas de manejo (JOHNSON *et al.*, 2005). Os principais gases de efeito estufa emitidos pelos solos agrícolas são dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O) (IPCC, 2007).

Dentre os gases emitidos pelos solos agrícolas destaca-se o óxido nitroso (N₂O), um gás poderoso que altera o equilíbrio radioativo da atmosfera e a química do ozônio da estratosfera (SALMON *et al.*, 2016). Embora esse gás esteja presente em concentrações pequenas, ele contribui com mais de 6% da força radioativa global, com um potencial de aquecimento global 298 vezes maior que o CO₂ (IPCC, 2007, 2013b). A concentração desse gás vem aumentando de forma linear à uma taxa de 0,26% ao ano (SMITH *et al.*, 2014).

Sua formação é consequência de dois processos químicos denominados de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação ocorre em ambientes aerados, onde as bactérias quimioautotróficas oxidam o amônio produzindo N₂O (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006). Por outro lado, a desnitrificação é o processo que mais impacta nas emissões de N₂O, que acontece por meio de bactérias heterotróficas anaeróbicas facultativas (AITA e GIACOMINI, 2007).

De acordo com o IPCC (2013a), a concentração de N₂O na atmosfera aumentou 20% em comparação com a era pré-industrial. Os sistemas agrícolas para suprir a demanda de alimentos é apontado como a principal causa desse aumento, responsável por 80% das emissões de N₂O.

O agravante das emissões de N₂O na agricultura é devido ao uso de fertilizantes nitrogenados e a fixação biológica de nitrogênio pelas plantas leguminosas (CARDOSO e ANDREOTE, 2016). Aliado a isso, tem-se também os fatores teor de água do solo (umidade) e temperatura do solo relacionados ao aumento das taxas de fluxo de emissão desse gás (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006).

No Brasil, as emissões de N₂O provêm principalmente das atividades agrícolas pela aplicação de adubos nitrogenados nas culturas e a produção pecuária (BRASIL, 2016). Por

isso é de suma importância desenvolver medidas eficazes de mitigação das emissões de N_2O do solo, sem prejudicar a produtividade do campo, fazendo-se necessário técnicas de práticas agrícolas para minimizar essas emissões, valorizando os recursos naturais e preservando a diversidade biológica dos solos.

Uma variedade de tecnologias sustentáveis pode ser utilizada como forma de mitigação dos GEE, estando diretamente relacionadas as boas práticas de uso e manejo do solo. Como exemplo tem-se a adoção do sistema plantio direto (SPD), sistemas agroflorestais, sistemas integrados de produção, como a Integração Lavoura-Pecuária (ILP), recuperação de áreas degradadas e gestão de resíduos (PLANO ABC, 2012; SMITH *et al.*, 2014; SANZ COBENA *et al.*, 2017).

Como parte desse trabalho, pode-se destacar o sistema Integrado Lavoura-Pecuária (ILP), esse sistema de produção integra o componente agrícola e pecuário em rotação, consórcio ou sucessão (BALBINO *et al.*, 2011). O sistema ILP proporciona diversos benefícios ambientais, e por esse motivo ele foi inserido em 2010, no Programa de Agricultura de Baixo Carbono (ABC), gerenciado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) (PLANO ABC, 2012).

Quando comparado a monocultura e aos sistemas convencionais de plantio, os sistemas ILP melhoram as condições físicas, químicas e biológicas do solo, ocorre a diversificação da produção e estabilização da renda na propriedade rural, minimiza as emissões de N_2O para a atmosfera, devido a mobilização do nitrogênio gerado pela pastagem na entressafra, gerando assim a diminuição da disponibilidade desse elemento para que ocorra os processos de nitrificação e desnitrificação. Esse sistema conta ainda com um grande potencial de sequestro de carbono (MAPA, 2020).

Avaliar as emissões de N_2O do solo com a adoção de práticas alternativas de produção pode contribuir para identificar as melhores estratégias de uso e manejo do solo (CERRI *et al.*, 2007; SMITH *et al.*, 2014).

Dessa forma, objetivou-se com o presente trabalho avaliar as emissões de óxido nitroso (N_2O) do solo em três diferentes tratamentos: lavoura, pastagem e integração lavoura-pecuária, determinando os respectivos fluxos de N_2O e o sistema com menor emissão de N_2O do solo.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Gases de Efeito Estufa (GEE)

O efeito estufa é um fenômeno natural que ocorre no planeta Terra, responsável por manter a temperatura média do planeta em níveis adequados para a existência dos seres vivos. Esse fenômeno ocorre quando uma parcela da radiação solar refletida pela superfície terrestre é absorvida por determinados gases da atmosfera conhecidos como "gases de efeito estufa - GEE" (SÁ, 2021).

Esse efeito é causado principalmente pela interação da energia do sol com a camada de gases presentes na atmosfera terrestre como CO₂, CH₄, óxidos e gases fluorados. A capacidade desses gases de capturar calor faz com que haja o efeito estufa (HANSEN *et al.*, 2010).

Após a revolução industrial, a partir do século XIX, a concentração de gases na atmosfera tem aumentado significativamente, devido principalmente ao uso intensivo do solo e a utilização dos recursos naturais tais como carvão, petróleo e áreas florestadas. Dentre os GEE pode-se destacar principalmente o CO₂ que teve um aumento de forma exponencial até os dias de hoje (CERRI, 2007; BLUNDEN; ARNDT, 2016; SEEG, 2020).

O aumento crescente da população afeta a demanda de produção global em todos os setores. Da mesma forma, para atender a essa demanda, cresce a produção industrial, que polui cada vez mais o ar com GEE; o uso de agroquímicos e fertilizantes contém alto índice de compostos, cuja evaporação libera nitrogênio um dos GEE; tem-se ainda a decomposição e queima do lixo em aterros sanitários que também contribui para o aumento dos gases de efeito estufa (LI, 2017; LISIN, 2020).

A ação do homem implica diretamente nas mudanças climáticas do planeta, isso ocorre por conta do aumento das concentrações de gases de efeito estufa na atmosfera como o CO₂, CH₄, N₂O, relacionados as atividades humanas, oriundos principalmente do desmatamento, queima de combustíveis fósseis, consumo de energia elétrica, intensificação da agropecuária, entre outros (STRASSBURG *et al.*, 2014; PINÊ *et al.*, 2014; SEEG, 2020).

Entre os GEE, o CO₂ é o mais emitido para a atmosfera, ou seja, cerca de 60% do total quando comparada ao CH₄ e N₂O, por outro lado, o N₂O possui um potencial de aquecimento superior a 298 vezes, quando comparado com o CO₂ (IPCC, 2007, 2013b).

Nas últimas décadas, a preocupação com o meio ambiente e as mudanças climáticas, tem ganhado destaque, gerando diversos debates sobre o tema (MAPA, 2020). O aumento nas emissões dos GEE e o conseqüente aquecimento global vêm acarretando a busca por estratégias que visem à redução das emissões desses gases (MAPA, 2020).

As mudanças no uso da terra e na agricultura são responsáveis por 53% das emissões de CO₂ para a atmosfera no Brasil (MCTI, 2016). A pecuária é responsável por 43% das emissões de N₂O, devido à deposição de dejetos animais e ao uso de adubos e fertilizantes na produção agrícola, responsável por grande parte da emissão antrópica do N₂O (MCTI, 2016).

Estima-se que no Brasil cerca de 84,2% das emissões de N₂O sejam resultantes do setor agropecuário (BRASIL, 2016). A relevância desses valores exige a intensificação das informações relacionadas às práticas agrícolas que contribuem para a mitigação do efeito estufa.

Como resultado do aumento da taxa de emissões de GEE, vários países estabeleceram metas para reduzir essas emissões. Dentre as estratégias apresentadas pelo Brasil, merece destaque o plano ABC (Agricultura de Baixo Carbono), idealizado pelo governo

brasileiro com a finalidade de estimular a produção agrícola de forma sustentável garantindo a viabilidade econômica (PLANO ABC, 2012).

2.2 PLANO ABC (Agricultura de Baixa Emissão de Carbono)

No contexto internacional, durante a 15ª Conferência das Partes (COP-15), realizada em Copenhague, no ano de 2009, o Brasil assumiu voluntariamente o compromisso de reduzir entre 36,1% e 38,9% das emissões de gases de efeito estufa (GEE) projetadas para 2020. Os compromissos feitos pelo Brasil na Conferência das Partes foram firmados pela Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009, que estabeleceu a Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC) (PLANO ABC, 2012).

Com a finalidade de organizar o planejamento das ações e cumprir com o compromisso estabelecido, foi desenvolvido um Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura, denominado como Plano ABC (MAPA, 2012).

As ações propostas pelo Plano ABC já haviam sido apresentadas pela comissão do Brasil durante a COP-15 e consiste em diminuir o desmatamento na região amazônica e no Cerrado; estimular o uso de sistemas integrados como a integração lavoura pecuária; sistema de plantio direto; fixação biológica de nitrogênio; eficiência energética e aumento no uso de biocombustíveis (PLANO ABC, 2012; BRASIL, 2015).

O objetivo do desenvolvimento do Plano ABC é estimular a produção agropecuária sustentável no país. Para garantir a eficiência do plano, ele foi dividido em sete programas diferentes, sendo seis focados em tecnologias de produção agrícola sustentável e um em projetos de adaptação às mudanças climáticas (PLANO ABC, 2012).

Dentro desse contexto, existe uma preocupação mundial em relação às mudanças climáticas do planeta, com destaque para os gases causadores do efeito estufa, dentre eles destacam-se o N_2O , CO_2 e CH_4 (IPCC 2007).

Os potenciais benefícios ao meio ambiente em razão da adoção dos sistemas de integração como ILP (Integração Lavoura Pecuária) ou ILPF (Integração Lavoura Pecuária Floresta), fez com que ambos os sistemas fossem adotados como uma das propostas de destaque do governo, como forma mitigadora dentro do Plano ABC. Dessa forma o governo fomentou a adoção desses sistemas através de investimentos e incentivos para o produtor, tanto no âmbito de linhas de crédito e incentivo político, quanto no que tange as pesquisas e estudos desses sistemas (PLANO ABC, 2012).

Segundo o relatório publicado pelo SEEG (Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa) em 2021, após as mudanças realizadas em sua metodologia de estimativas e a conversão das emissões brutas para os fatores do IPCC utilizados para a elaboração da PNMC, o Brasil cumpriu a meta de limite de emissões em 2020, o país fechou o ano de cumprimento da meta com 2,047 GtCO₂e de emissões brutas, valor 1% menor do que limite estabelecido pela PNMC (2,068 GtCO₂e) (POTENZA *et al.*, 2021).

No entanto, o desmatamento na Amazônia ficou muito longe do estabelecido pelo decreto de 2010 que era de 3.925 km² em 2020. A taxa medida pelo Inpe foi de 10.851 km², valor quase 180% superior ao estipulado (POTENZA *et al.*, 2021). Portanto, percebe-se uma falha no uso da PNMC no controle e fiscalização do desmatamento e que o perfil de poluição do país não mudou. Cabe analisar o que foi feito nesses 10 anos e extrair o que deu certo para continuar executando e o que não deu certo buscar novas estratégias para fazer funcionar e cumprir com as metas almejadas.

O Plano ABC pode ser considerado um bom exemplo do que deu certo. A disseminação de tecnologias como a integração lavoura-pecuária (ILP) e lavoura-pecuária-

floresta (ILPF) foi bem-sucedida, bem como o sequestro de carbono resultante de um melhor manejo solo, principalmente nas pastagens (POTENZA *et al.*, 2021).

Por meio do Plano ABC, o Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) tem sido bem-sucedido no cumprimento do seu papel na promoção de uma agricultura mais sustentável, capaz de reduzir as emissões de GEE, garantir a segurança alimentar por meio da redução da vulnerabilidade climática, contribuindo de forma sustentável para o aumento da produtividade agrícola brasileira (MAPA, 2020).

Em 2021, o plano iniciou um novo ciclo, estipulado para 2030, denominado de Plano Setorial para Adaptação à Mudança do Clima e Baixas Emissão de Carbono na Agropecuária (ABC+). O plano foi atualizado para incluir novas tecnologias de baixa emissão, bem como aquelas que já estavam em vigor, sendo renomeadas de SPSabc (Sistemas, Práticas, Produtos e Processos de Produção Sustentáveis), com novas metas de expansão (POTENZA *et al.*, 2021).

2.3 Emissão de N₂O e as Diferentes Práticas de Uso e Manejo do Solo

Os solos, enquanto sistemas abertos, podem regular ou contribuir para o aumento de gases atmosféricos (CARVALHO *et al.*, 2017). Os solos desempenham um papel fundamental nos ciclos do carbono (C) e do nitrogênio (N), sendo assim um grande reservatório desses elementos (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006).

O N₂O é produzido de forma natural a partir de uma ampla variedade de fontes biológicas no solo (IPCC, 2013). Os microrganismos do solo são responsáveis por sua produção, que é influenciada principalmente pelo teor de nitrogênio (N) e pelo manejo da matéria orgânica (CAVALVANTI *et al.*, 2014).

A maior parte do N₂O é produzida através dos processos biológicos de nitrificação e desnitrificação (Figura 1), ambos são afetados pelas condições físicas, químicas e biológicas dos solos. A nitrificação ocorre por meio de bactérias aeróbias autotróficas (bactérias oxidantes de amônia e bactérias oxidantes de nitrito); é um processo de oxidação da amônia para nitrito e, posteriormente, para nitrato (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006; VIEIRA, 2017).

Já o processo de desnitrificação vem na sequência à nitrificação, de grande importância geoquímica e ambiental, ocorre em condições anaeróbias, trata-se de um processo de redução de N, mediada por bactérias desnitrificantes (bactérias anaeróbias facultativas), consiste na redução bioquímica de formas oxidadas a formas gasosas (N₂ e N₂O). Esse processo representa a principal fonte de perda de N do solo para a atmosfera (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006; VIEIRA, 2017).

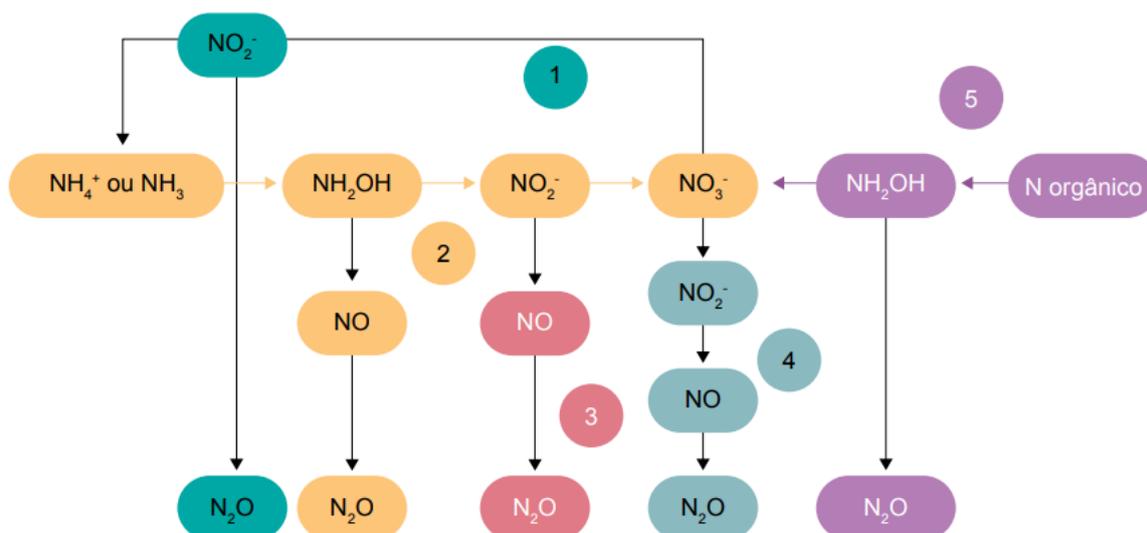


Figura 1 - Processos de produção de N_2O no solo. 1- Redução dissimilatório do nitrato para amônia; 2- Nitrificação autotrófica; 3- Desnitrificação por nitrificadores; 4- Desnitrificação; 5- Nitrificação heterotrófica (EMBRAPA, 2017).

Ambos os processos são influenciados por fatores como: aeração, temperatura, umidade, reação do solo, fertilizantes, matéria orgânica, relação carbono/nitrogênio (C/N) e fatores de toxidez do solo (MOREIRA E SIQUEIRA, 2006).

A temperatura e a umidade do solo são cruciais para os processos de nitrificação e desnitrificação, pois determinam a taxa de atuação dos microrganismos. Quanto maior a temperatura e umidade, maiores as emissões de N_2O (LIU *et al.*, 2013), devido a influência do teor de água na atividade microbiana (SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013). Quanto a aeração, quando o espaço poroso do solo é preenchido por água ocorre a aceleração do processo de desnitrificação causado pela redução da difusão de O_2 no solo (MARTINS *et al.* 2015).

Solos argilosos são constituídos por quantidades pequenas de macroporos, ou seja, tem a zona de anaerobiose maior, com isso aumenta-se a taxa de desnitrificação, e, portanto, o potencial de emitir N_2O (TAN *et al.*, 2009). Outro fator é o pH do solo, que está diretamente relacionado a atividade enzimática das bactérias responsáveis pelo processo de desnitrificação, atuando como regulador da proporção de NH_3/NH_4^+ . Em pH ácido ocorre a predominância de NH_4^+ , e menor quantidade de NH_3 , em meio alcalino ocorre o inverso (SOUZA; ENRICH-PRAST, 2012).

Vários estudos realizados no Brasil mostraram resultados afirmativos para o aumento dos fluxos de N_2O pelo efeito da utilização de fertilizantes (SIGNOR *et al.*, 2013; PIVA *et al.*, 2014; MARTINS *et al.*, 2015). A disponibilidade de nitrogênio no solo está diretamente relacionada as emissões de N_2O do solo, uma vez que as emissões por nitrificação e desnitrificação dependem do teor de N no solo.

A disponibilidade do C orgânico também influencia a emissão de N_2O , isso ocorre por conta do aumento da atividade microbiana, e maior consumo de O_2 , favorecendo condições anaeróbias necessárias para a desnitrificação (CAMERON *et al.*, 2013; SIGNOR; CERRI; CONANT, 2013). A relação C/N do solo impacta no processo de desnitrificação, pois uma elevada relação C/N sobre a superfície do solo pode maximizar a imobilização do nitrogênio mineral, e assim, diminuir as reações de desnitrificação, conseqüentemente minimizando as emissões de N_2O (BAGGS *et al.*, 2000).

Estima-se que os solos naturais emitem aproximadamente $6.6 \text{ Tg de N-N}_2\text{O ano}^{-1}$ para a atmosfera (SCHLESINGER, 2013). Os solos brasileiros são responsáveis por 59% das

emissões diretas de N₂O (MCTI, 2016). De acordo com os estudos de Cerri *et al.* (2007), a contribuição da agricultura na emissão de N₂O para a atmosfera é de aproximadamente 87,2% das emissões totais.

O manejo inadequado do solo, provoca processos de degradação no mesmo, com alterações dos processos físicos, químicos e biológicos, contribuindo dessa forma para o aumento das emissões dos GEE. Estudos tem sido realizado para apontar boas práticas agrícolas, que busquem estratégias de mitigação das emissões dos GEE do solo, com a utilização de princípios conservacionistas, como o Sistema de Plantio Direto (SPD), utilizar plantas de cobertura (forrageiras) a adesão de sistemas integrados (ILP – Integração Lavoura Pecuária e ILPF – Integração Lavoura Pecuária Floresta) que permitam o máximo aproveitamento da terra, são estratégias fundamentais para minimizar as emissões de GEE (MAPA, 2020).

A prática de revolvimento do solo e seus subsequentes efeitos influenciam diretamente em sua estrutura, a taxa de decomposição dos resíduos vegetais e a mineralização do N orgânico (PIVA *et al.*, 2012). Essas modificações apresentam potencial em interferir na atividade microbológica do solo, podendo conseqüentemente, alterar de forma expressiva a dinâmica e emissões de GEE.

O preparo do solo pode ocasionar efeitos significativos nas emissões de N₂O. Estudos conduzidos em condições de clima temperado e tropical têm apresentado tendências de maiores emissões de N₂O em solos sob plantio direto quando comparado ao plantio convencional (ESCOBAR, 2008). O aumento das emissões no sistema de plantio direto (SPD) podem estar ligados a maior disponibilidade de C orgânico solúvel, relacionado a maior atividade microbiana; e também a compactação do solo, diminuindo o espaço poroso, acelerando o processo de desnitrificação, conseqüentemente aumentando as emissões de N₂O (GOMES, 2006; LIU *et al.*, 2007).

O sistema de plantio direto (SPD) utiliza-se da rotação de culturas, mantendo a palhada juntamente com os resíduos orgânicos das safras anteriores no solo, sem que haja a incorporação ou o revolvimento desse material. A adoção desse tipo de manejo do solo gera uma série de benefícios relacionados à conservação do solo, da biodiversidade e da água, além do aumento da eficiência da adubação e a redução do número de operações agrícolas, o que representa menor consumo de combustíveis fósseis, menos emissões de GEE e de uso de fertilizantes minerais (TELLES, *et al.*, 2021).

Segundo Balbino *et al.* (2011) os sistemas de integração podem ser classificados e definidos como: Integração lavoura - pecuária (ILP) ou Agropastoril: sistema de produção que integra o componente agrícola e pecuário em rotação, consórcio ou sucessão na mesma área. Integração Lavoura – Pecuária – Floresta (ILPF) ou Agrossilvipastoril: sistema de produção que integra os componentes agrícolas, pecuário e florestal em rotação, consórcio ou sucessão na mesma área. Integração Pecuária-Floresta (IPF) ou Silvipastoril: sistema de produção que integra o componente pecuário (pastagem e animal) e florestal, em consórcio. Integração Lavoura-Floresta (ILF) ou Silviagrícola: sistema de produção que integra o componente florestal e agrícola.

Estudos mostraram que as condições edafoclimáticas (solo, clima, vegetação, entre outras) influenciam as emissões de N₂O em sistemas agrícolas, e que a disponibilidade de material orgânico do solo (MOS) é um fator importante no processo. Algumas linhas de pesquisa buscam correlacionar o acúmulo de matéria orgânica no solo sob integração lavoura-pecuária (ILP) com as emissões de N₂O (MAPA, 2020).

2.4 Sistema de Integração Lavoura Pecuária (ILP)

A produção agropecuária gera grande impacto sobre as mudanças ambientais, embora o setor agropecuário tenha buscado alternativas para minimizar os impactos negativos causados. Na busca por aumentar a produção agrícola as práticas utilizadas para o preparo do solo, o uso de agrotóxicos, o desmatamento e as queimadas, corroboram para o processo de alteração do meio ambiente (OLIVEIRA *et al.*, 2013).

Como alternativa, que visa balancear produção e a conservação do meio ambiente, os sistemas de integração surgem como opções viáveis para a implementação de práticas de produção de alimentos de forma sustentável. O princípio dos sistemas integrados está em combinar duas ou mais atividades agropecuárias na mesma área de produção (MAGALHÃES *et al.*, 2019).

Segundo Balbino *et al.* (2011), os sistemas de produção integrada podem ser classificados em: Integração Lavoura-Pecuária (ILP), ou sistema agropastoril; Integração Pecuária-Floresta (IPF), ou sistema silvipastoril; Integração Lavoura-Floresta (ILF), ou sistema silviagrícola; e, Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), ou sistema agrossilvipastoril, sendo os sistemas ILP e ILPF os mais empregados no país.

O sistema Integração Lavoura-Pecuária (ILP) ou também conhecida como sistema Agropastoril é um 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 vários anos, em sequência ou intercalados (BALBINO *et al.*, 2011). De acordo com Cordeiro *et al.*, (2015) tal sistema se caracteriza como estratégias eficazes de intensificação agrícola sustentável de longo prazo nas regiões tropicais do país.

O sistema de integração lavoura-pecuária (ILP) tem sido cada vez mais implementado em várias regiões no Brasil. Dentre os benefícios desse tipo de sistema podem-se destacar o acúmulo de matéria orgânica do solo (MOS) e a mitigação de emissão de gases de efeito estufa (GEE) (CORDEIRO *et al.*, 2015).

Este sistema de produção agropecuário foi incorporado ao Programa de Agricultura de Baixo Carbono (ABC) em 2010, com base nos benefícios ambientais gerados sendo gerenciado pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA). Além do Programa ABC, o ILP está incluído entre as opções de redução de emissões de GEE, como uma das principais prioridades do Plano Nacional de Mudanças Climáticas (PNMC) (PLANO ABC, 2012).

A utilização de sistemas integrados permite o aumento da produtividade, da qualidade do produto e maior renda ao produtor (CORDEIRO *et al.*, 2015; KLUTHCOUSKI *et al.*, 2015; SALTON *et al.*, 2015). Um dos principais motivos que levaram diversos produtores a adotarem os Sistemas Integrados Lavoura-Pecuária é a recuperação de pastagens degradadas (MEDINA, 2013). No Cerrado, o foco da integração está na sucessão, consorciação e rotação das culturas, e também na recuperação dos solos e das pastagens degradadas (VILELA *et al.*, 2012).

No sistema ILP, a produção anual de grãos tem a finalidade de cobrir os gastos, pelo menos em parte, dos custos com a recuperação ou da reforma das pastagens. Em áreas com pastagem degradada cultiva-se grãos por um, dois ou mais anos e, depois, utiliza-se a área com a pastagem, que vai aproveitar os nutrientes residuais das lavouras (MAPA, 2020).

Quando comparado a monocultura e aos sistemas convencionais de plantio, os sistemas ILP melhoram as condições físicas, químicas e biológicas do solo, garante a diversificação da produção e estabilização da renda na propriedade rural, aumentando assim a eficiência no aproveitamento dos nutrientes. Além disso, esse tipo de sistema minimiza a quantidade de N₂O emitido para a atmosfera, devido a mobilização de nitrogênio gerado pela pastagem na entressafra, gerando a diminuição de N disponível para que ocorra os processos de nitrificação e desnitrificação. Esse sistema conta ainda com um grande potencial de sequestro de carbono (MAPA, 2020).

A adoção do sistema ILP gerou um novo termo denominado de Boi Safrinha de ILP. Esse termo refere-se as propriedades rurais especializadas em lavouras de grãos que adotam as gramíneas forrageiras para melhorar a cobertura de solo para o sistema de plantio direto e, na entressafra, utilizam essa forragem na alimentação de bovinos (VILELA *et al.* 2015).

Os sistemas integrados são mais eficientes, isso se deve pelo uso eficiente dos nutrientes, na aplicação de agroquímicos, na energia e na redução dos GEE. No entanto, se esse sistema for implantado e manejado de forma errada e ineficiente, o mesmo pode proporcionar consequências indesejadas ao meio ambiente, muitas vezes associado a compactação do solo causado pelo pisoteio animal (CARVALHO *et al.*, 2017; SATO *et al.*, 2017).

Em área com o sistema de integração Lavoura-Pecuária – ILP ocorre um maior adensamento das camadas do solo, favorecendo a emissão do óxido nitroso nos períodos de chuva onde elevam a umidade e o processo de desnitrificação, que é a maior fonte de emissão deste gás (PIVA *et al.*, 2012).

A melhoria dos níveis de matéria orgânica do solo e da qualidade física do solo com a introdução de pastagens em áreas agrícolas com níveis adequados de fertilidade sugere que o ILP tem potencial para reduzir os impactos ambientais, ao reduzir as emissões de GEE, como resultado, há uma melhora na estabilidade da produção agrícola anual com consequente efetividade na utilização de água e fertilizantes (GONÇALVES; FRANCHINI, 2007).

Estudo realizado por Salton *et al.* (2015), em experimentos de longa duração, que a utilização do sistema de ILP com a rotação entre os sistemas de lavoura e pecuária a cada 2 anos resultou em aumento da MOS, ou seja, houve aumento da capacidade produtiva. Esses autores constataram também uma melhor estruturação do solo para o sistema de ILP, nas camadas mais superficiais, configurando um ambiente edáfico biologicamente mais ativo.

O sistema de plantio direto (SPD) e os sistemas integrados de produção, como o ILP, se diferenciam pela capacidade de operar como dreno de CO₂, resultando na redução das emissões de CO₂ desde que sejam adequadamente manejados (CARVALHO *et al.*, 2009).

Estudos realizados em áreas de Cerrado em regiões do Mato Grosso do Sul com sistemas ILP demonstraram eficiência na ciclagem de C, houve aumento dos estoques de C quando em presença de forrageiras, em que o ILP em PD acumulou 0,60 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto a lavoura contínua sob plantio direto acumulou 0,43 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SALTON, 2005). Carvalho *et al.* (2009), também tiveram resultados positivos na implantação do sistema ILP demonstrando que a conversão do sistema lavoura sob PD para ILP sob PD, variou de 0,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ a 2,8 Mg ha⁻¹ ano⁻¹.

Oliveira *et al.* (2012), avaliaram em áreas de Cerrado nativo as emissões de N₂O em sistemas integrados, obtendo resultados positivos, em que os sistemas integrados emitiram menor quantidade de N₂O em comparação ao Cerrado nativo. Os mesmos resultados foram obtidos também por Nogueira *et al.* (2016), avaliando lavoura, pastagem e sistemas integrados.

Por outro lado, um estudo realizado por Tomazi *et al.* (2013), comparando o sistema ILP com pastagem permanente, os resultados foram duas vezes maiores nas emissões de N₂O para o sistema ILP, somados os valores das emissões na estação chuvosa e seca. Segundo os autores, esses resultados podem ser justificados pelo tipo de cultura (aveia/soja) utilizado a cada dois anos, que faz com que tenha maior disponibilidade de N e C no solo para atividade microbológica, enquanto que a área correspondente à pastagem permanente encontrava-se há 16 anos sem fertilização.

Vale ressaltar que, devido as diferenças regionais, as melhores práticas nem sempre podem ser replicadas em outras áreas. Sabe-se que existem fatores relacionados às

atividades econômicas, condições sociais e ambientais, bem como suas combinações e a estrutura de cada um desses fatores que resultam em diferentes realidades.

Práticas de manejo agrícola que auxiliam na mitigação e adaptação às mudanças climáticas são essenciais para a preservação da qualidade do solo e da água, bem como para a viabilidade a longo prazo os sistemas agrícolas e a segurança alimentar (SALTON *et al.*, 2015).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da Área de Estudo

O experimento foi realizado na área experimental da Embrapa Agrossilvipastoril, ILPF corte, localizada no município de Sinop-Mato Grosso, com latitude de 11° 50'53" Sul e uma longitude de 55°38'57" Oeste. O tipo de solo predominante na região é o LATOSSOLO VERMELHO AMARELO Distrófico típico (IBGE, 2006). O clima da região, segundo Köppen é do tipo Aw, caracterizado como tropical úmido, com duas estações bem definidas uma seca, de maio a setembro, e outra chuvosa, de outubro a abril (Souza *et al.*, 2013). A precipitação local varia de 2.000 mm a 2.200 mm por ano e a temperatura média anual de 24°C (EMBRAPA, 2013).

Os dados de precipitação acumulada (mm), temperatura média do ar (°C) e umidade relativa média do ar (%), para o período em estudo, foram extraídos da estação meteorológica automática localizada dentro do campo experimental da Embrapa Agrossilvipastoril, em Sinop (MT).

Durante o período experimental as maiores precipitações acumuladas foram em fevereiro de 2019, dezembro e novembro de 2018 respectivamente, já nos meses de maio e junho de 2019 e agosto de 2018 as precipitações foram menores (Figura 2).

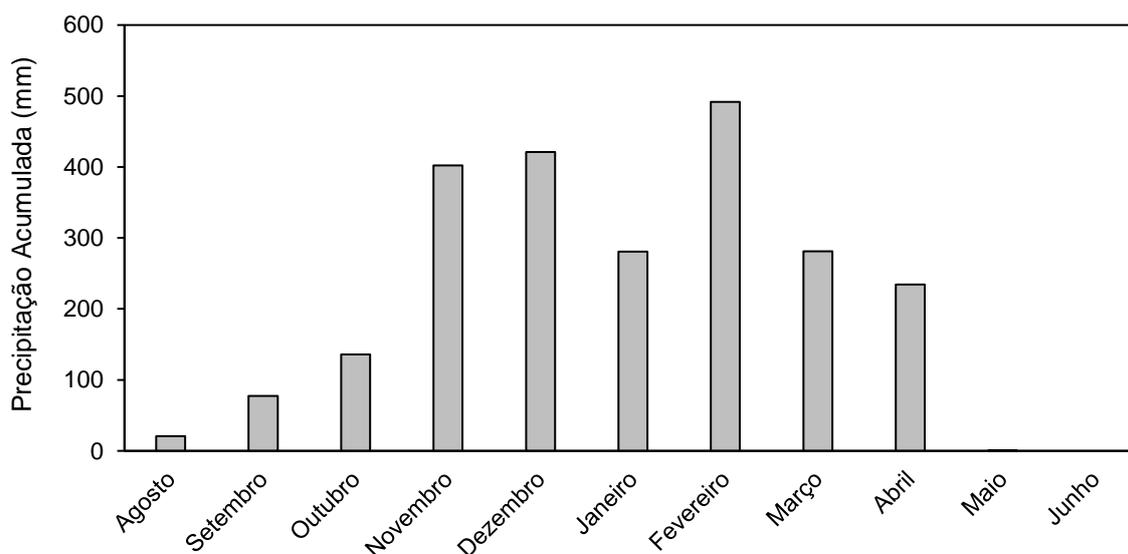


Figura 2 - Precipitação mensal acumulada durante o período de coleta (EMBRAPA, 2019).

As avaliações foram realizadas nos seguintes tratamentos: (TR2) Lavoura: soja (*Glycine max*) no verão (semeado no dia 26/10/2018) + milho safrinha (semeado no dia 10/02/2019) consorciado com pastagem (*Urochloa brizantha cv. Marandu*); (TR3) Pastagem exclusiva de *Urochloa brizantha cv. Marandu*; (TR5) Integração lavoura-pecuária: dois anos de lavoura de soja (*Glycine max*) seguidos por dois anos de pastagem *Urochloa brizantha cv. Marandu*, sob pastejo contínuo com taxa variável (Figura 3). Em todos os tratamentos foram utilizadas 4 repetições, consistindo de 4 câmaras estáticas.



Figura 3 - Localização dos tratamentos em campo, identificando: tratamento 02: lavoura; tratamento 03: pastagem; tratamento 05: Integração lavoura-pecuária (Google Maps, 2021).

3.2 Caracterização da Coleta de Dados

Para a coleta dos gases foram instaladas 4 câmaras estáticas manuais ventiladas em formato retangular, por tratamento, constituídas por uma base metálica de dimensões de 60 cm de comprimento, 40 cm de largura e 12 cm de altura (Figura 4) (PARKIN; VENTEREA, 2010). Dos 12 cm de altura, 8 cm foram inseridos no interior do solo, e 4 cm ficaram acima da superfície para possibilitar o encaixe dos topos e a retenção dos gases para coletas. As bases estiveram fixadas no local durante todo o período de estudo, o que evitou distúrbios no solo.



Figura 4 - Base metálica inserida no solo. Foto: Alexandre Ferreira do Nascimento (EMBRAPA, 2019, p. 548).

Os topos das câmaras estáticas (Figura 5) foram feitos com bandejas de policloreto de vinil, com dimensões de 60 x 40 x 10 cm, de comprimento, largura e altura, respectivamente, com um tubo de ventilação de aproximadamente 10 cm de comprimento e 4,8 mm de diâmetro inserido na lateral, e revestimento de manta térmica refletiva, para diminuir a temperatura interna das câmaras (PARKIN; VENTEREA, 2010).



Figura 5 - Topo instalado no campo, feito de bandeja de policloreto de vinil revestido com manta térmica. Foto: Alexandre Ferreira do Nascimento (EMBRAPA, 2019, p. 548).

Na parte de cima do topo da câmara estática foi feito um encaixe com torneiras de três vias para inserção de seringas de polipropileno de 20 cm³ e coleta dos gases em intervalo de 20 minutos entre as coletas durante uma hora. Na parte lateral da câmara foi instalado um tubo para ventilação interna. Para realização das coletas de amostras de gases, os topos eram levados a campo e encaixados nas bases todos os dias de coleta.

Após alocar as câmaras como um todo (base-topo) no solo, foi realizada a coleta de uma amostra de ar atmosférico (cerca de 20 cm³) próxima a base com auxílio da seringa. Após a primeira coleta, determinada como tempo zero, foram realizadas mais três coletas a cada 20 minutos até o tempo de 60 minutos, totalizando quatro coletas por câmara.

Conforme Parkin e Ventera (2010), os tempos de coleta não devem ultrapassar o tempo de 60 minutos, sendo necessário a coleta do tempo zero com no mínimo mais três tempos, visando facilitar o cálculo do fluxo pela equação. O tempo de 60 minutos pressupõe-se que as concentrações dos gases estejam estabilizadas dentro da câmara, ou seja, não há mudança no fluxo de emissão.

Entre os meses de agosto de 2018 e junho de 2019, foram realizadas 37 coletas de gases, para determinação dos fluxos de N₂O do solo. As coletas foram feitas com intervalos

de duas semanas durante a estação seca e com intervalos de uma semana durante a estação chuvosa, que segundo Zanatta et al. (2014), consiste em um intervalo ideal para coleta de gases do solo.

As coletas foram realizadas entre as 8:00 e 11:00 am, que é considerado um horário representativo para amostragem (ZANATTA *et al.*, 2014). Posteriormente as amostras foram levadas para o laboratório e transferidas para frascos de vidros (vials), para posterior análise no cromatógrafo gasoso. Esses frascos estavam devidamente vedados com septo butil cinza e já haviam sido submetidos ao vácuo.

Durante as coletas das amostras de gases, por meio de um termo-higrômetro, anotou-se as temperaturas interna e externa das câmaras de coleta e as umidades relativas e também a temperatura do solo utilizando um termômetro de solo (Figura 7). Todas essas leituras foram realizadas de forma simultânea com a coleta do gás através das seringas.



Figura 6 - (A) Uso do termo-higrômetro; (B) Termômetro Digital do Solo a 10 cm de profundidade.
Fotos: Guilherme Momo Cruz.

3.3 Processamento e Análise dos Dados

A determinação das concentrações de GEE nas amostras foi realizada por meio de cromatógrafo gasoso (Figura 8) equipado com o detector de captura de elétrons (ECD), para determinação do N_2O . Para determinação da curva padrão foram utilizadas três soluções gasosas em diferentes concentrações contendo o padrão do gás analisado.



Figura 7 - Cromatógrafo gasoso do laboratório da Embrapa Agrossilvipastoril equipado com detectores de captura de elétrons e ionização de chamas para quantificar os gases de efeito estufa (N_2O , CH_4 e CO_2) e salvar os dados no computador conectado a ele.

A partir dos resultados analíticos foi ajustado o modelo linear (Eq. 1) relacionando as variações nas concentrações dos gases dentro da câmara em função do tempo (0, 20, 40 e 60 min). Esses dados foram utilizados para o cálculo do fluxo de N_2O do solo para a atmosfera seguindo a equação proposta por Hutchinson e Livingston (1993).

$$\text{Fluxo do gás} (\mu\text{g m}^2 \text{ h}^{-1}) = \left(\frac{\Delta C}{\Delta t} \right) \left(\frac{V}{A} \right) \left(\frac{m}{V_m} \right) \quad \text{Eq. 1}$$

Em que:

- $\Delta C/\Delta t$ = taxa de variação do gás dentro da câmara por tempo ($\text{ppm} \cdot \text{h}^{-1}$);
- m = peso molecular (g);
- V = volume da câmara (L);
- A = área da câmara (m^2);

- V_m = é o volume molecular do gás em L, necessitando de correção em função da temperatura no interior da câmara durante a amostragem (1 mol de gás ocupa 22,4 L nas condições normais de temperatura e pressão – CNTP), bastando multiplicar 22,4 por $(273+T)/273$, sendo T a temperatura média no interior da câmara em graus Celsius ($^{\circ}\text{C}$).

Os dados de fluxos dos gases avaliados de agosto de 2018 a junho de 2019 foram comparados entre os tratamentos pelo erro padrão da média e teste Tukey.

3.4 Análise Estatística

Foram avaliadas três áreas experimentais, (TR2) Lavoura, (TR3) pastagem e (TR5) Integração lavoura-pecuária, sendo que em cada tratamento foi realizado quatro repetições, ou seja, foram utilizadas quatro câmaras estáticas distribuídas dentro de cada tratamento.

Por meio dos fluxos dos gases obtidos foi possível avaliar a dinâmica de emissões de Oxido Nitroso (N_2O) do solo entre os meses de agosto de 2018 e junho de 2019, em que as diferenças entre os tratamentos foram demonstradas por meio do erro padrão da média e pelo teste de Tukey.

Foram calculadas as médias dos fluxos ao longo de todas as coletas, os valores obtidos para os fluxos médios acumulados foram submetidos a transformação Box-Cox (Eq. 2) estimada e aplicada como proposto por Hawkins e Weisberg (2017). Essa técnica permite tornar os dados mais semelhantes à distribuição normal, utilizada para enfrentar problemas de heterocedasticidade. Após a transformação, com os dados normalizados aplicou-se o teste da normalidade (Shapiro Wilk) e o teste de homoscedasticidade de Levene ambos com significância de 5%.

$$Y = \frac{\left(0,5 \left(x + \sqrt{x^2 + 6,32}\right)\right)^{-0,0099} - 1}{-0,0099} \quad \text{Eq. 2}$$

Se verificada que a distribuição de probabilidade dos dados se aproxima da normalidade, os dados foram submetidos a análise de variância com posterior teste de médias (Tukey a 5% de probabilidade). Todas as transformações e análises estatísticas foram realizadas utilizando o AgroEstat Online.

Para análise da correlação entre os tratamentos e as variáveis climáticas umidade, precipitação e temperatura, foi utilizado o coeficiente de correlação de Pearson (Eq. 3). A aplicação e análise da correlação de Pearson foi executado no soft IBM SPSS Statistics v20.

$$r_{xy} = \frac{\sum Z_x Z_y}{N} \quad \text{Eq. 3}$$

Em que:

- x é igual à variável número um;
- y é igual à variável número dois;
- z_x é o desvio padrão da variável um;
- z_y é o desvio padrão da variável dois;
- N é número de dados.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O efeito da adubação nitrogenada e o período chuvoso foram os fatores que mais influenciaram nos fluxos de N_2O , justificando os fluxos altos nos meses de outubro e novembro de 2018 e fevereiro a abril em 2019 (Figura 9). O mesmo foi verificado por Hyde *et al.* (2006) em estudo realizado na Irlanda, em condições de clima subtropical.

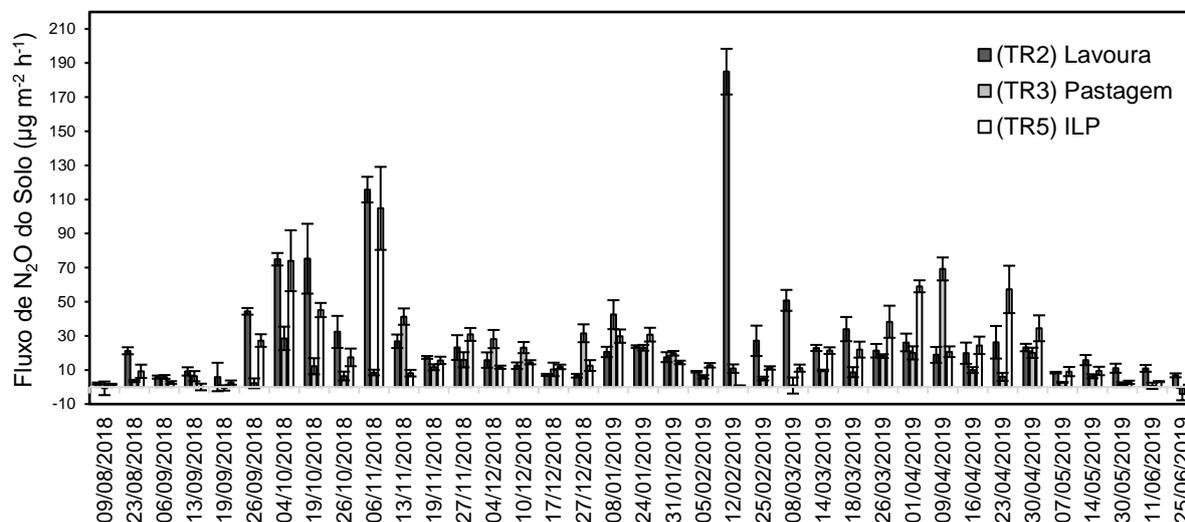


Figura 8 - Fluxo semanal de N_2O do solo e erro padrão da média (representado pelas barras verticais) nos seguintes sistemas: lavoura, pastagem e ILP entre agosto de 2018 a junho de 2019.

Os fluxos de N_2O ($\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$) foram maiores no período chuvoso para todos os tratamentos, sendo esse período considerado o de maiores perdas de N_2O para atmosfera, se comparado ao período seco. O maior fluxo de N_2O foi observado no TR2, lavoura exclusiva, na segunda semana de fevereiro (12/02/2019) com aproximadamente $190 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$, isso devido ao plantio do milho juntamente com o capim (*Urochloa brizantha cv. Marandu*) no TR2 nesse mesmo período. Porém esse aumento foi observado apenas na lavoura, pois no TR5 com o sistema ILP nessa mesma época foi semeado apenas pastagem (*Urochloa brizantha cv. Marandu*). Esses resultados foram observados também por BALL *et al.* (1999); ESCOBAR *et al.* (2010).

Outros grandes picos observados no (TR2) foram nos meses de outubro (1ª e 3ª semana) e na primeira semana de novembro com valores de $75 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ e $115,78 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$, respectivamente, meses que compreendem o período de chuva para a região. O mesmo foi observado por Verchot *et al.* (1999), no estado do Pará, em que foi constatado a influência da sazonalidade nas emissões, em seu estudo os solos das áreas de pastagem emitiram mais N_2O na estação chuvosa e tiveram grande redução dos fluxos durante a seca.

No (TR5) sistema ILP os fluxos de N_2O tiveram dois grandes picos no início de outubro com $74 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ e no início de novembro, registrando o maior fluxo desse tratamento com $104,79 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$. Na última semana do mês de março e durante o mês de abril (2019) houve um pequeno aumento nas emissões, que marcou o fim da estação chuvosa. Durante a estação seca, que compreende os meses de agosto e setembro de 2018 e os meses de maio e junho de 2019, observou-se as menores emissões. No mês de junho (2019) houve um fluxo negativo (influxos) $-4,96 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$, constatando que o solo consumiu N_2O da atmosfera.

O TR3 (pastagem exclusiva) apresentou os menores valores de fluxo, apresentando um fluxo negativo (influxos) em três coletas, todas na estação seca, sendo a mais significativa no mês de junho registrando $-4,18 \mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$, constatando que o solo consumiu N_2O

da atmosfera. O maior pico de emissão de N_2O no TR3 ocorreu na primeira semana de abril (2019) com $69,26 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$.

Segundo a análise de variância (ANOVA) (Tabela - 1) houve diferença significativa entre pelo menos 2 (dois) tratamentos ($P < 0,05$), a nível de 1% de significância pela estatística F de Fisher-Snedecor.

Tabela 1 - Análise de variância para efeitos principais e de interações.

Causas de variação	GL	SQ	QM	F	P
Tratamento	2	7,5537	3,7768	5,2167 **	0,0069
Resíduo	108	78,191	0,7240	–	–
Total	110	85,744	–	–	–

** = significativo a 1% de probabilidade.

Para determinar quais tratamentos apresentaram diferença significativas entre si, foi aplicado o teste de comparação múltipla, nesse caso o teste de Tukey a um nível de 5% de significância.

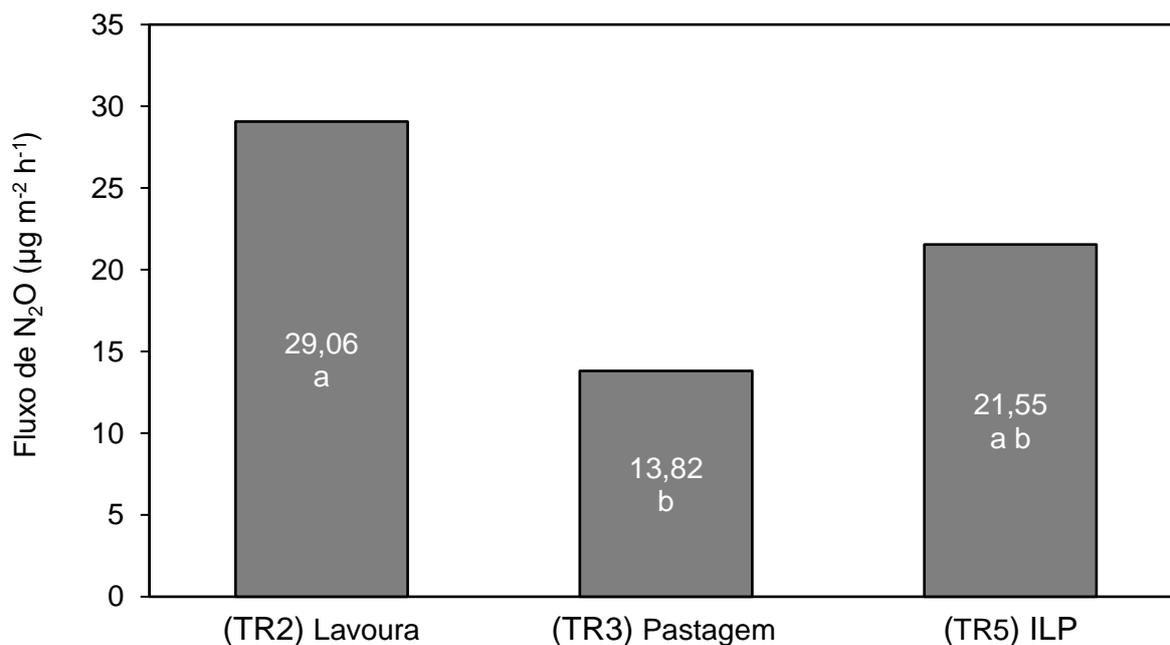


Figura 9 - Fluxo Médio Acumulado de N_2O e a diferença entre os tratamentos. Médias do tratamento seguidas pela mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade

De acordo com o teste de Tukey, o fluxo médio acumulado de N_2O (Figura 10) não apresentou diferença significativa entre os tratamentos 2 (lavoura) e 5 (ILP), nem entre os tratamentos 3 (pastagem) e 5. Já os tratamentos 2 e 3 houve diferença significativa com 5% de significância quando comparados entre si.

Durante o período de estudo que compreende o mês de agosto de 2018 a junho de 2019, o tratamento que apresentou maior fluxo médio de N_2O foi o TR2, lavoura exclusiva, com valores médios de $29,06 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$, com picos de 80 a $190 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. O

sistema de ILP (TR5) apresentou a segunda maior média de fluxo, com valor de $21,5 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ e, por último, a pastagem, com valores de $13,82 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ (Figura 10).

Em sistemas com rotação de culturas como soja/milho conduzidos sob plantio direto após a colheita da soja pode-se constatar maiores emissões de N_2O do solo (ESCOBAR, 2008), o que justifica os maiores fluxos médio no TR2 e TR5.

Nos meses de agosto e setembro de 2018 (período seco) os fluxos de N_2O foram baixos, majoritariamente não apresentando diferença significativa entre os três tratamentos pelo erro padrão da média (Figura 9). Já em outubro de 2018 quando começam as chuvas, os fluxos aumentaram no TR 2 e TR5, atingindo picos ainda mais altos após o plantio da soja, nos dois tratamentos, que ocorreu na última semana de outubro de 2018.

Esse fato pode ter ocorrido pelo acúmulo de N no solo durante a seca, sendo liberados após a volta das chuvas e pelo plantio da soja. Vale ressaltar que o uso de leguminosas (soja) fixadoras de nitrogênio aumenta os teores de N no solo e consecutivamente as emissões de N_2O (SAMINÊZ, 1999). Tanto o tratamento 2 quanto para o tratamento 5 nesse período não diferem entre si, todos cultivados com a soja.

Entre o mês de dezembro de 2018 e janeiro de 2019 os fluxos se mantiveram todos abaixo de $40 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$. Neste período, de maneira geral, não foram observadas diferenças significativas entre os tratamentos 2 e 5. Na última semana de dezembro e primeira semana de janeiro a pastagem TR3 apresentou maior fluxo de N_2O em comparação aos demais tratamentos.

O pico de emissão de N_2O do solo no período entre a segunda semana de fevereiro até a primeira semana de março de 2019 na lavoura ocorreu após o manejo de adubação de cobertura na cultura do milho em sucessão a soja. Esse tipo de sistema de rotação é bastante difundido no estado de Mato Grosso. Nesse mesmo período não houve variação significativa nos tratamentos 3 e 5, os mesmos tiveram fluxos bem semelhante.

O aumento nas emissões para esse período pode ser explicado pelo fato de que quando se faz a adubação nitrogenada, aumenta a disponibilidade de N no solo, conseqüentemente aumenta o processo de desnitrificação realizada pelas bactérias (GARCIA-MONTIEL *et al.*, 2003).

ALVES. B. J. R *et al.* (2010) avaliaram a aplicação de fertilizantes nitrogenados com taxa variada em diferentes culturas, com a finalidade de mensurar as emissões de N_2O do solo. Após a aplicação dos fertilizantes, todas as culturas tiveram um aumento nas emissões de N_2O , que se estendeu por mais tempo quando o cultivo foi irrigado.

Ao longo da segunda semana de março, até o início de maio de 2019, os fluxos de N_2O do solo foram significativamente maiores na pastagem do TR5 em 3 datas de coletas, quando comparados com a lavoura, que pode estar associado ao manejo adotado para a semeadura de formação da pastagem neste tratamento.

Após a segunda semana do mês de maio até o final de junho de 2019 não houve diferença significativa entre os tratamentos quando comparados pelo erro padrão da média. Os fluxos de N_2O nesse período se assemelha muito com os fluxos dos meses de agosto e setembro de 2018, isso por se tratar de dois períodos de seca.

De acordo com FORSTER *et al.* (2005) as principais fontes de emissões de N_2O do solo estão ligadas a adubação nitrogenada, ao manejo de uso do solo, a queimadas e dejetos de animais. Um fator importante de ser avaliado para fluxos mais altos de N_2O está relacionado a umidade do solo. Solos que apresentam mais macroporos drenam uma maior quantidade de água, favorecendo um ambiente anaeróbico, ocasionando maiores emissões, sendo assim solos argilosos são mais susceptíveis a emissões que em solos arenosos (Skiba & Ball, 2002).

Tendo como base que a formação do óxido nitroso (N_2O) no solo ocorre principalmente pela combinação de dois processos biológicos, a nitrificação e a desnitrificação, no primeiro caso em condições aeróbias, os microrganismos oxidam a o amônio (NH_4^+), tendo como resultado o nitrito (NO_2^-) e o nitrato (NO_3^-). E a desnitrificação ocorre em condições anaeróbias, nesse processo ocorre a redução de N em um processo de óxido-redução, gerando assim nitrogênio N_2 e o óxido nitroso N_2O . Umidade, temperatura, matéria orgânica no solo, O_2 disponível, precipitação, entre outros fatores podem influenciar nesses dois processos (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006; SOUZA e ENRICH-PRAST, 2012).

4.1 Precipitação, temperatura e umidade

Os dados de precipitação acumulada (mm), temperatura média do ar ($^{\circ}C$) e umidade relativa média do ar (%), para o período em estudo, estão apresentados no gráfico abaixo (Figura 11).

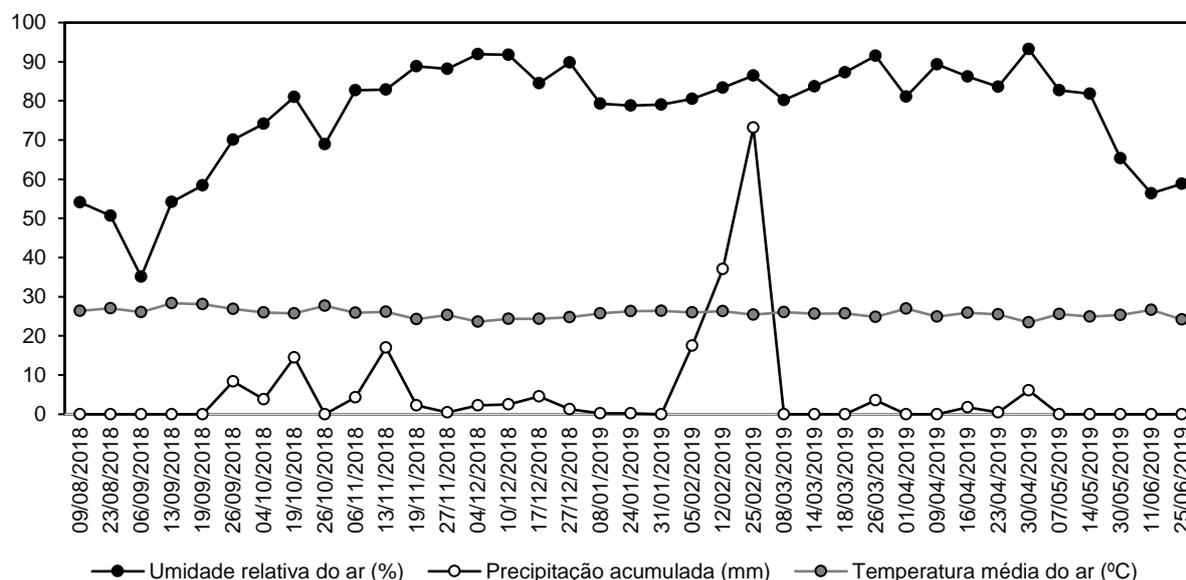


Figura 10 - Dados meteorológicos diários durante as coletas (precipitação acumulada (mm), temperatura média do ar ($^{\circ}C$) e umidade relativa média do ar (%)) obtidos pela estação meteorológica automática da Embrapa Agrossilvipastoril (EMBRAPA, 2019).

Dentre as variáveis climáticas abordadas nesse estudo, o aumento da umidade foi o mais significativo. Geralmente, os altos fluxos ocorrem após períodos de precipitação. Foi observado uma correlação entre a precipitação e o fluxo de N_2O emitido durante os meses amostrados, o que sugere que a umidade do solo é um fator de controle dos processos de nitrificação e da desnitrificação (Tabela 2).

A umidade do solo está associada a perda de oxido nitroso para a atmosfera, o aumento da umidade resulta no aumento da quantidade de espaço poroso ocupado por água e, conseqüente, diminuição de O disponível (BRAGA *et al.*, 2011).

Estudos mostram que as emissões de N_2O aumentam conforme a concentração de água no solo. A quantidade de N_2O liberado para a atmosfera aumenta imediatamente após uma chuva ou eventos de irrigação, voltando ao normal após três dias (CARVALHO *et al.*, 2006; LIU *et al.*, 2013).

As emissões de N_2O mostraram que em agosto e setembro de 2018 e maio e junho de 2019, período de baixa ou nenhuma precipitação pluvial, todos os tratamentos emitiram

quantidades semelhantes de N_2O do solo para a atmosfera (Figura 9). Com o início do período chuvoso, em outubro, os fluxos de N_2O aumentaram muito, principalmente no TR 2 lavoura em monocultivo.

Assim como a precipitação e a umidade, a temperatura também pode influenciar nas emissões de N_2O , altas temperaturas no solo acelera o processo de mineralização do N orgânico, resultando no aumento das emissões de N_2O (HANEY *et al.*, 2004). Os fluxos observados entre os meses de agosto e outubro de 2018 podem estar relacionados à maior temperatura relatada para esse período. Resultados semelhantes foram observados por Rodrigues e Mello (2012) que encontraram uma relação entre as altas temperaturas e maiores fluxos de emissão de N_2O .

Existe uma correlação entre as emissões de N_2O do solo e as variáveis climáticas supracitadas. Para determinar essa correlação foi aplicado o teste do coeficiente de correlação de Pearson (Tabela 2).

Tabela 2 - Correlação de Pearson entre os tratamentos e as variáveis climáticas umidade, precipitação e temperatura.

	Umidade	Precipitação	Temperatura
Lavoura	0,188	0,370*	0,126
Pastagem	0,461**	-0,056	-0,282
ILP	0,342*	-0,082	-0,037

** = significativo a 1% de probabilidade.

* = significativo a 5% de probabilidade.

Os valores de correlação de Pearson (Tabela 2), medem o grau de relação linear entre as variáveis. Quanto mais próximos os valores estiverem de -1 e +1, mais clara e forte é a relação entre as variáveis. Uma correlação positiva significa que as variáveis estão diretamente correlacionadas, ou seja, à medida que um aumenta o outro também aumenta, o mesmo acontece para a situação inversa. Isso comprova que a precipitação e a umidade implicam diretamente nas emissões de N_2O do solo.

Observa-se uma correlação positiva entre os fluxos e variáveis climáticas a um nível de significância de 5% entre a lavoura (TR2) e a precipitação. A pastagem (TR3) e o sistema ILP (TR5) apresentaram uma correlação positiva com a umidade, a nível de significância de 1% e de 5% respectivamente.

Entretanto, não foi encontrada nenhuma relação entre as emissões de N_2O com a temperatura, o mesmo foi observado por Akiyama e Tsuruta (2003), em que seus estudos não foi encontrado nenhuma correlação entre temperaturas do solo e do ar com os fluxos de N_2O . Nos estudos de Santos *et al.* (2016) foi observado que não há relação específica entre aumento de temperatura e emissões, enquanto outros estudos alegam relação direta de aumento de temperatura e maiores emissões de N_2O (LIU *et al.*, 2013; WANG *et al.*, 2014).

O aumento nos fluxos de N_2O estão intrinsecamente associados ao uso de fertilizantes nitrogenados para cultivo agrícola e fortemente dependentes da precipitação, no plantio direto sobre solos compactados (BALL *et al.*, 1999); (LIU *et al.*, 2007). De modo geral, quanto maior a umidade do solo, maiores serão as emissões de óxido nitroso, isso acontece por conta da disponibilidade de água no solo que favorece a atividade microbiana (SIGNOR; CERRI, 2013).

A relação do aumento de emissões de N_2O do solo durante a estação chuvosa também foi evidenciada por outros trabalhos (METAY *et al.*, 2011; MARTINS *et al.*, 2015), segundo os mesmos autores isso acontece devido ao aumento do espaço poroso saturado por água – (EPSA), que favorece a atividade desnitrificante induzida pela redução da difusão de O_2 no solo.

Butterbach-Ball et al. (2013) relata sobre o “efeito Birch” que está relacionado ao comportamento da atividade microbiana como consequência da umidade do solo, provocada pelas chuvas em curto espaço de tempo. O efeito Birch acelera os processos bioquímicos no solo e aumenta a concentração da biomassa microbiana (PELSTER et al, 2012).

Temperatura do solo interfere nos processos de nitrificação e desnitrificação, pois a temperatura é um fator crucial para a determinar o ritmo da atividade microbiana no solo. Sob temperaturas amenas, a taxa de conversão de N é baixa, e vai aumentando à medida que a temperatura é elevada (LIU *et al.*, 2011). Além da temperatura a atividade microbiana depende de outros fatores, principalmente a umidade, por esse motivo percebe-se uma maior emissão de gases quando somados e comparados esses dois fatores.

A temperatura do solo influencia a fisiologia das bactérias desnitrificantes à medida que o ambiente aquece, elevando as taxas metabólicas e produzindo mais N₂O até que a temperatura atinja um ponto ideal, que varia entre 25 e 35 °C, faixa de temperatura que compreende as maiores taxas de atividade microbiana (BRAKER et al., 2010).

No trabalho realizado por Santos *et al.* (2016), em uma área de Cerrado, concluiu-se que as emissões são resultantes do efeito combinado de temperatura do solo com a umidade do solo, o espaço poroso saturado por água e o N mineral.

5. CONCLUSÕES

Os fluxos mais elevados de N_2O do solo, de agosto de 2018 a junho de 2019, foram observados na lavoura (TR2) com fluxo médio de $29,06 \mu\text{g N- } N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, o sistema ILP (TR5) apresentou a segunda maior média de fluxo, com valor de $21,5 \mu\text{g N- } N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e, por último, a pastagem, com valores de $13,82 \mu\text{g N- } N_2O \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$. Os tratamentos 2 e 3 apresentaram diferença significativa nas emissões de N_2O quando comparados entre si.

Na estação chuvosa em todos os tratamentos os fluxos de N_2O foram maiores quando comparados a estação seca, e estão relacionadas as variáveis climáticas precipitação e umidade do solo. Ambas as variáveis estão associadas a perda de N_2O para a atmosfera.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Matéria orgânica do solo, nitrogênio e enxofre nos diversos sistemas de exploração agrícola. In: YAMADA, T.; STIPP E ABDALLA, S.R.; VITTI, G. C. **Nitrogênio e enxofre na agricultura brasileira**. Piracicaba, SP: Internacional Plant Nutrition Institute (INPI), 2007. Cap. 1, p. 1-41.
- ALBERGEL, C., CALVET, J. C., GIBELIN, A. L., LAFONT, S., ROUJEAN, J. L., BERNE, C. **Observed and modelled ecosystem respiration and gross primary production of a grassland in southwestern France**, 2010.
- ALIREZAEI, M., ONAT, N., TATARI, O., ABDEL-ATY, M. **The climate change-road safety-economy nexus: A system dynamics approach to understanding complex interdependencies**, 2017.
- ALVES, B. J. R.; JANTALIA, C. P.; MADARI, B. E.; MACHADO, P. L. O.; FRANCHINI, J. C.; SANTOS, H. P.; BODDEY, R. M. **Emissões de óxido nitroso de solos pelo uso de fertilizantes nitrogenados em áreas agrícolas**. ISSN 1517-8862 Seropédica, RJ; junho, 2010.
- BAGGS, E. M.; REES, R.M.; SMITH, K.A.; VINTEN, A.J.A. Nitrous oxide emission from soils after incorporating crop residues. **Soil Use and Management**, v. 16, n. 2, p.82-87, 2000.
- BAYER, A. D., PUGH, T. A. M., KRAUSE, A., ARNETH, A. **Historical and future quantification of terrestrial carbon sequestration from a greenhouse-gas-value perspective**, 2015.
- BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; PORFIRIO-DA-SILVA, V.; MORAES, A.; MARTINEZ, G. B.; ALVARENGA, R. C.; KICHEL, A. N.; FONTANELI, R. S.; SANTOS, H. P.; FRANCHINI, J. C.; GALERANI, P. R. **Evolução tecnológica e arranjos produtivos de sistemas de integração lavoura pecuária floresta no Brasil**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 46, p. IXII, 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**, 53, p. 29-39, 1999.
- BLUNDEN, J.; ARNDT, D. S. State of the Climate in 2015. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 97, n. 8, p. S1–S275, 2016.
- BRAGA, D.M.; COSTA, M.K.L.; PONTES, T.L.; ALVES, B.J.R.; SHIGAKI, F. Volatilização de amônia e emissão de óxido nitroso em função da adubação com uréia e vinhoto em cana-de-açúcar. Uberlândia/MG, 2011. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO – CBCS, 33., 2011, Uberlândia/MG, **Anais...** Uberlândia: Universidade Federal de Uberlândia/UFU, 2011, v. 1, p. 1-3.
- BRASIL. **Terceira comunicação nacional do Brasil à convenção-quadro das Nações Unidas sobre mudanças climáticas**. Brasília, DF: Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação; 2016.
- BRASIL. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. **Ações do plano**. 2015. Disponível em: <<http://www.agricultura.gov.br/desenvolvimento-sustentavel/plano-abc/acoes-do-plano>>. Acesso em: 10 de abril de 2022.

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

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

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

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

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

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

CARDOSO, E. J. B. N.; ANDREOTE, F. D. **Microbiologia do solo**, p. 109-117, 2016.

CORDEIRO, L. A. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; KLUTHCOUSKI, J.; MARTHA JÚNIOR, G. B. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 32, n. 1/2, p. 15-43, jan./ago. 2015.

CAVALCANTI, E., et al. Emissão de N₂O em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta e integração lavoura-pecuária. **XX Congresso Latinoamericano Y Xvi Congresso Peruano De La Ciencia Del Suelo**. Cusco/Peru, 2014.

CERRI, C.C.; CERRI, C.E.P. Agricultura e aquecimento global. **Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, n. 23, p. 40-44, 2007

CHEHABEDDINE, M., TVARONAVIČIENĖ, M. Securing regional development. **Insights into Regional Development**, 2020.

CORDEIRO, L. A. M.; BALBINO, L. C.; GALERANI, P. R.; DOMIT, L. A.; SILVA, P. C.; KLUTHCOUSKI, J.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; SKORUPA, L. A.; WRUCK, F. J. Transferência de Tecnologias para Adoção da Estratégia de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta. In: Cordeiro, L. A. M.; Vilela, L.; Kluthcouski, J.; Marchão, R. L. (Ed.). **Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília, DF: Embrapa, 2015.

DUXBURY, J.M. The significance of greenhouse gas from soils of tropical agroecosystems. In: Lal, R.; Kimble, J.; Levine, E.; Stewart, B. A. (Ed.) **Soil management and greenhouse effect: advances in soil science**. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p. 279-291.

ESCOBAR, L. F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) - Universidade Federal de Santa Maria/UFSM, Santa Maria, 2008. 104 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA, 2013. **Protocolo para medição de fluxos de gases do efeito estufa do solo**. 1 ed. Colombo, PR, 81 p, 2014.

EMBRAPA AGROSSILVIPASTORIL. **Estação meteorológica**. Dados meteorológicos mensais - estação Embrapa Agrossilvipastoril.xlsx. [Sinop], 2019. 1 Planilha eletrônica. Disponível em:
<https://www.embrapa.br/documents/1354377/2455052/Dados+meteorol%C3%B3gicos+mensais/fa06cdc7-d4d5-67f0-9f98-986013ce403c>.
Acesso em: 08/06/2022

Embrapa Agrossilvipastoril: **primeiras contribuições para o desenvolvimento de uma Agropecuária Sustentável** – Brasília, DF: Embrapa, 2019.

FORSTER, P.; RAMASWAMY, V.; ARTAXO, P.; BERNTSEN, T.; BETTS, R.; FAHEY, D.W.; HAYWOOD, J.; LEAN, J.; LOWE, D.C.; MYHER, G.; NGANGA, J.; PRINN, R.; RAGA, G.; SCHULZ, M.; VAN DORLAND, R. **Changes in atmospheric constituents and in radiative forcing**. In: SOLOMON, S.; Quin, D.; Manning, M.; Johnson, J.M.F.; Reicosky, D.C.; Allmaras, R.R.; Sauer, T.J.; Venterea, R.T.; Dell, C.J. Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA. *Soil e Tillage Research*, v. 83, p. 73-94, 2005.

GARCIA-MONTIEL, D. C.; STEUDLER, P. A.; PICCOLO, M. C.; MELILLO, J.; NEILL, C.; CERRI, C. C.; **Biogeochemistry**. 2003, 64, 319.

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

GONÇALVES, S.E.; FRANCHINI, J.C. **Integração lavoura-pecuária Embrapa**, Circular Técnica, 2007.

HANSEN, J. et al. **Global surface temperature changes**. *Reviews of Geophysics*, v.48, p.1-29, 2010.

HANEY, R. L. et al. **Soil carbon and nitrogen mineralization: influence of drying temperature**. *Soil Science Society of America Journal*, v.68, p.489-492, 2004.

HAWKINS, D. AND WEISBERG, S. **Combining the Box-Cox Power and Generalized Log Transformations to Accomodate Nonpositive Responses In Linear and Mixed-Effects Linear Models** *South African Statistics Journal*, 51, 317-328. 2017.

HUANG, S. K., KUO, L., CHOU, K. L. **The applicability of marginal abatement cost approach**: A comprehensive review. *Journal of Cleaner Production*, 2016.

HUTCHINSON, G. L.; LIVINGSTON, G. P. **Use of chamber systems to measure trace gas fluxes**. In: HARPER, L. A.; MOSIER, A. R.; DUXBURY, J. M.; ROLSTON, D. E. (Ed.). *Agricultural ecosystem effects on trace gases and global climate change*. Madison: ASA, CSSA e SSSA, 1993. p. 63-78.

HYDE, B. P.; HAWKINS, M. J.; FANNING, A. F.; NOONAN, D.; RYAN, M.; O'TOOLE, P.; CARTON, O. T.; Nutr. **Cycling Agroecosyst.** 2006, 75, 187

INTERGOVERNAMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC): **the physical science basis.** Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Estado de Mato Grosso:** pedologia: mapa exploratório de solos. 2006. Disponível em: https://geoftp.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/pedologia/mapas/brasil/solos.pdf. Acesso em: 18/04/2021.

IPCC. **Climate change 2013a:** the physical science basis. Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change, Intergovernmental Panel on Climate Change, Geneva. 2013.

IPCC, 2013: **Climate Change 2013b:** 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, 1535 pp. 2013.

IPCC, 2021: Sumário para Formuladores de Políticas. Em: Mudança do Clima 2021: A Base da Ciência Física. Contribuição do Grupo de Trabalho I ao Sexto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas [Masson-Delmotte, V., P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, S. Berger, N. Caud, Y. Chen, L. Goldfarb, M. I. Gomis, M. Huang, K. Leitzell, E. Lonnoy, J.B.R. Matthews, T. K. Maycock, T. Waterfield, O. Yelekçi, R. Yu and B. Zhou (eds.)]. Cambridge University Press. No Prelo. 2021

JOHNSON, J.M.F.; REICOSKY, D.C.; ALLMARAS, R.R.; SAUER, T.J.; VENTEREA, R.T.; DELL, C.J. **Greenhouse gas contributions and mitigation potential of agriculture in the central USA.** Soil e Tillage Research, n. 83, p. 73-94, 2005.

LI, H.Y., **On reducing China's carbon emissions after the Paris Climate Conference.** Modern Business 11: 163-164; 2017.

LISIN, A.; Energy from biofuels in the post-petroleum era. **International Journal of Energy Economics and Policy** 10 (2): 194-199; 2020 <https://doi.org/10.32479/ijeeep.8769>

LIU, C.; WANG, K.; MENG, S.; ZHENG, X.; ZHOU, Z.; HAN, S.; CHEN, D.; YANG, Z. Effects of irrigation, fertilization and crop straw management on nitrous oxide and nitric oxide emissions from a wheat-maize rotation field in northern China. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 140, n. 1-2, p. 226-233, 2013.

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 e Biochemistry*, n. 39, p. 2362-2370, 2007.

MAGALHÃES, C. et al. **Produtividade agrícola, pecuária e florestal em diferentes sistemas de produção no norte de Mato Grosso.** In: Primeiras contribuições para o desenvolvimento de uma Agropecuária Sustentável. Embrapa Agrossilvipastoril. Brasília. 2019. p. 164-173.

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

MCTI. **Estimativas anuais de emissão de gases de efeito estufa no Brasil**. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação. 2014. Disponível em: <http://www.mct.gov.br/upd_blob/0235/235580.pdf> Acesso em: 30/08/2021.

MCTI. **Emissões de GEE Brasil – 3ª Edição - Estimativas anuais**. Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, Brasília – Brazil. 1 p, 2016.

MEDINA, G. Integração Lavoura, Pecuária, Floresta. **Tecnologia social que gera trabalho e renda, produz mais alimentos e preserva o meio ambiente**. Fundação Banco do Brasil; Fundação Casa do Cerrado. 2013.

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

MINISTERIO DA AGRICULTURA, PECUARIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **O Aquecimento Global e a Agricultura de Baixa Emissão de Carbono**. Brasília: MAPA, 2012.

MINISTERIO DA AGRICULTURA, PECUARIA E ABASTECIMENTO (MAPA). **Coletânea dos Fatores de Emissão e Remoção de Gases de Efeito Estufa da Agricultura Brasileira**. Brasília: MAPA, 2020.

MOUMEN, Z., EL IDRISSE, N.E.A., TVARONAVIČIENĖ, M., LAHRACH, A. Water security and sustainable development. **Insights into Regional Development**, 2019.

MOREIRA, F. M. S. E SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2ª ed. Atualizada e ampliada, Lavras, Editora UFLA, 2006.

NOGUEIRA, A. K. DA S. **Fluxos de óxido nitroso em sistema de integração lavoura-pecuária-floresta**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 51, n. 9, p. 1156-1162, 2016.

OLIVEIRA P. et al. **Evolução de Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (iLPF): estudo de caso da Fazenda Santa Brígida, Ipameri, GO**. Embrapa Cerrados. Planaltina, DF. 2013.

OLIVEIRA, W. R. D.; ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A.; CARDOSO, A. S.; 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.

PARKIN, T. B.; VENTEREA, R. T. **Sampling Protocols; Follett**. Washington, 2010, cap. 3.

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

PINÊ, R. E. L. et al. Mudanças climáticas: o efeito estufa e a produção agrícola. **Revista Científica ANAP Brasil**, v. 7, n. 9, p. 51-61, dez. 2014.

PLANO ABC (AGRICULTURA DE BAIXA EMISSÃO DE CARBONO). **Plano Setorial de Mitigação e de Adaptação às Mudanças Climáticas para a Consolidação de uma Economia de Baixa Emissão de Carbono na Agricultura**, Brasília, 2012.

POTENZA, R. F.; QUINTANA, G. O.; CARDOSO, A. M.; TSAI, D. S.; CREMER, M. S.; SILVA, F. B.; CARVALHO, K.; COLUNA, I.; SHIMBO, J.; SILVA, C.; SOUZA, E.; ZIMBRES, B.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, C. A. T. Documento síntese [recurso eletrônico]: Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil (1970-2020) – São Paulo: **Observatório do Clima**, 2021. 55 p.

PIVA, J. T. **Fluxo de gases de efeito estufa e estoque de carbono do solo em sistemas integrados de produção no sub trópico brasileiro**. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. Brasil. 96 pp. 2012.

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

RODRIGUES, R. DE A. R.; MELLO, W. Z. de. **Fluxos de óxido nitroso em solos com cobertura de Floresta Ombrófila Densa Montana na Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro**. Quím. Nova, São Paulo, v.35, n. 8, p.1549-1553, 2012.

SALTON, J. C. (ED.). PEZARICO, C. R.; TOMAZI, M.; COMAS, C. C.; RICHETTI, A.; MERCANTE, F. M.; CONCENÇO, G. **20 Anos de Experimentação em Integração Lavoura-Pecuária na Embrapa Agropecuária Oeste**: relatório. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste, 2015b. 167 p. (Embrapa Agropecuária Oeste. Documentos, 130).

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

SAMINÉZ, T.C.O. **Efeito do sistema de cultivo, tensão da água, biomassa microbiana e temperatura do solo nos fluxos de CH₄ e N₂O em solos de cerrados**. 1999. 99f. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, Brasília, DF, 1999.

SALMON, S.R., LANGE, K.M., LANE, J.R. Structure and abundance of nitrous oxide complexes in Earth's atmosphere. **J Phys Chem A**. 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.jpca.5b11853>

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

SANZ-COBENA, A.; LASSALETTA, L.; AGUILERA, E.; DEL PRADO, A.; GARNIER, J. BILLEN, G.; IGLESIAS, A.; SÁNCHEZ, B.; GUARDIA, G.; ABALOS, D.; PLAZA-BONILLA, D.; PUIGDUETA, I.; MORAL, R.; GALÁN, E.; ARRIAGA, H.; MERINO, P. INFANTE-AMATE, J.; MEIJIDE, A.; PARDO, G.; ALVARO-FUENTES, J.; GILSANZ, C.; BÁEZ, D.; DOLTRA, J.; GONZÁLEZ-UBIERNA, S.; CAYUELA, M. L.; MENENDEZ, S.; DIAZ-PINES, E.; LE-NOE, J.; QUEMADA, M.; ESTELLÉS, F.; CALVET, S.; VAN GRINSVEN, H.; WESTHOEK, H.; SANZ, M. J.; SÁNCHEZ-JIMENO, B.; VALLEJO, A.; SMITH, P. **Strategies for GHG mitigation in Mediterranean agriculture**: a review. 2017.

SANTOS, I. L.; OLIVEIRA, A. D.; FIGUEREIDO, C. C.; MALAQUIAS, J. V.; SANTOS JÚNIOR, J. D. G.; FERREIRA, E. A. B.; SÁ, M. A. C.; CARVALHO, A. M. Soil N₂O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall seasonality and crop

rotation in the Brazilian Cerrado **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p.111–120, 2016.

SÁ, Italo Prota de; **Gases de Efeito Estufa e Mudanças Climáticas** [livro eletrônico], Campo Grande, MS, Ed: do Autor, 1ª edição, 2021.

SEEG - SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA, Observatório Do Clima. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019**. 2020.

SCHLESINGER, W. H. An estimate of the global sink for nitrous oxide in soils. *Global Change Biology*, Oxford, v. 19, p. 2929-2931, 2013.

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

SMITH, P.; BUSTAMANTE, M.; AHAMMAD, H.; CLARK, H.; DONG, H.; ELSIDDIG, E. A.; HABERL, H.; HARPER, R.; HOUSE, J.; JAFARI, M.; MASERA, O.; MBOW, C.; RAVINDRANATH, N. H.; RICE, C. W.; ROBLEDO, A. C.; ROMANOVSKAYA, A.; SPERLING, F.; TUBIELLO, F. **Agriculture, forestry and other land use (AFOLU)**. In: Intergovernmental Panel on Climate Change - IPCC. *Climate Change 2014: mitigation of climate change*, 2014.

SMITH, P.; MARTINO, D.; CAI, Z.; GWARY, D.; JANZEN, H.; KUMAR, P.; MCCARL, B.; OGLE, S.; O'MARA, F.; RICE, C.; SCHOLLES, B.; SIROTENKO, O.; HOWDEN, M.; MCALLISTER, T.; PAN, G.; ROMANENKOV, V.; SCHNEIDER, U. TOWPRAYOON, S. WATTENBACH, M. SMITH, J. **Greenhouse gas mitigation in agriculture**. *Philos T R Soc B*. 2007. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2184>

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

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

SOUZA, V. F.; ENRICH-PRAST; A. **Óxido nitroso (N₂O) em ambientes aquáticos continentais**: produção, fatores reguladores e fluxos de diferentes ambientes. p. 312-317, 2012.

SOUZA, A. P. et al. Classificação climática e balanço hídrico climatológico no estado de Mato Grosso. **Nativa**, Sinop, v. 1, n. 1, p. 34-43, out./dez. 2013.

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

TELLES, T. S.; VIEIRA, F. J. E. R.; RIGHETTO, A. J.; RIBEIR, M. R. **Desenvolvimento da agricultura de baixo carbono no Brasil**, Texto para Discussão, No. 2638, Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), Brasília, (2021). <https://doi.org/10.38116/td2638>

TOMAZI, M.; SALTON, J.C.; FAVARIN, R.P.; RETORE, M.; SANTOS, D.C.; BAYER, C. Emissão de N₂O proveniente de excretas de bovinos em sistema de integração lavoura-pecuária e pastagem permanente na região tropical do Cerrado brasileiro. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA DO SOLO, 34., 2013, Florianópolis. Ciência do solo: para quê e para quem: **Anais [...]** Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2013.

VERCHOT, L. V. et al. Land use change and biogeochemical controls of nitrogen oxide emissions from soils in eastern Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13, n. 1, p. 31-46, mar. 1999.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas** - Brasília, DF : Embrapa, 2017.

VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; WRUCK, F. J.; OLIVEIRA, P.; PEDREIRA, B. C.; CORDEIRO, L. A. M. Práticas e manejo de sistemas de Integração Lavoura-Pecuária na Safra e Safrinha para as Regiões Centro-Oeste e Sudeste. *In*: Cordeiro, L. A. M.; Vilela, L.; Kluthcouski, J.; Marchão, R. L. (Ed.). **Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: o produtor pergunta, a Embrapa responde**. Brasília, DF: Embrapa, 2015. p. 103- 119.

VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; MARCHÃO, R. L. Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: alternativa para intensificação do uso. **Revista UFG**, ano XIII, n. 13, p. 92-99, 2012.

VILELA, L.; MANJABOSCO, E. A.; MARCHAO, R. L.; GUIMARAES JUNIOR, R. **“Boi Safrinha” na Integração Lavoura-Pecuária no Oeste Baiano**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2017. 6 p. (Embrapa Cerrados. Circular Técnica, 35).

ZANATTA, J. A. et al. **Protocolo para medição de fluxos de gases do efeito estufa do solo**. 1. ed. Colombo, nov. 2014. Disponível em: <http://www.cppse.embrapa.br/redepecus/sites/default/files/Doc.-265-Protocolo-Josileia.pdf> Acesso em: 4 de abril de 2021.