



UNIVERSIDADE ESTADUAL
VALE DO ACARAÚ
Centro de Ciências Agrárias e Biológicas
Mestrado em Zootecnia

UNIVERSIDADE ESTADUAL VALE DO ACARAÚ – UVA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E BIOLÓGICAS – CCAB
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

**EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS
INTEGRADOS DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MARANHENSE**

MARIA DIANA MELO ARAÚJO

SOBRAL
2019

Maria Diana Melo Araújo

**EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS
INTEGRADOS DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MARANHENSE**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Zootecnia da Universidade Estadual
Vale do Acaraú como requisito parcial para a
obtenção do título de Mestre em Zootecnia
Orientador: Prof. Dr. Henrique Antunes de Souza
Coorientadores: Dra. Diana Signor Deon e Dr.
Roberto Cláudio Fernandes Franco Pompeu

Sobral
2019

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Universidade Estadual Vale do Acaraú

Sistema de Bibliotecas

Araújo, Maria Diana Melo

Emissão de gases de efeito estufa e qualidade do solo em sistemas integrados de produção na Amazônia maranhense [recurso eletrônico] / Maria Diana Melo Araújo. -- Sobral, 2019.

1 CD-ROM: il. ; 4 ³/₄ pol.

CD-ROM contendo o arquivo no formato pdf do trabalho acadêmico com 61 folhas.

Orientação: Prof. Dr. Henrique Antunes de Souza.

Co-Orientação: Prof.^a Dr.^a Diana Signor Deon.

Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Universidade Estadual Vale do Acaraú / Centro de Ciências Agrárias e Biológicas

1. ILPF. 2. Dióxido de carbono. 3. Metano. 4. Óxido nitroso. 5. Matéria orgânica. I. Título.

Maria Diana Melo Araújo

EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MARANHENSE

Esta Dissertação foi julgada adequada como requisito parcial para obtenção do título de “Mestre em Zootecnia” e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Estadual Vale do Acaraú

Sobral, 29 de Julho de 2019.

Cláudia Goulart de Abreu, Dr.^a
Coordenadora do Curso
Universidade Estadual Vale do Acaraú

Banca Examinadora:



Henrique Antunes de Souza, Dr.
Orientador
Embrapa Meio-Norte



Diana Signor Deon, Dra.
Coorientadora
Embrapa Semiárido



Roberto Cláudio Fernandes Franco Pompeu, Dr.
Coorientador
Embrapa Caprinos e Ovinos



Joaquim Bezerra Costa, Dr.
Examinador externo
Embrapa Cocais



Luciano Cavalcante Muniz, Dr.
Examinador externo
Universidade Estadual do Maranhão

À minha amada filha Catarina Melo Araújo, que trouxe um sentido especial à minha existência, e tem me proporcionado grandes momentos de alegria.

À minha amada e saudosa avó Rita Ximenes de Melo (*In Memoriam*) pessoa a qual sempre me incentivou e apoiou em minha busca por conhecimento.

Dedico.

AGRADECIMENTOS

Primeiramente a Deus, pelo dom da vida e todas as bênçãos recebidas ao longo da mesma.

A minha querida mãe Socorro Melo, por não medir esforços para me apoiar em todos os momentos de minha vida.

Ao meu amado esposo Alexandre Araújo, por sua dedicação a nossa família, por toda paciência e apoio/incentivo incondicional para meu crescimento pessoal/profissional.

Ao meu estimado orientador Dr. Henrique Antunes, por todos os ensinamentos durante esses seis anos de orientação, pelos conselhos, por sua imensa paciência e disponibilidade em ajudar. Pessoa pela qual tenho imenso respeito e admiração, sendo um exemplo de ser humano e profissional.

A minha coorientadora Dra. Diana Signor, por todo apoio, disponibilidade e ensinamentos sempre que precisei durante o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao amigo coorientador Dr. Roberto Cláudio, por seu apoio e disponibilidade em ajudar sempre que necessário.

Aos parceiros Dr. Joaquim Costa e Dr. Luciano Muniz, pelo suporte durante o desenvolvimento desta pesquisa.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia em nome das instituições: Universidade Estadual Vale do Acaraú (UVA) pela oportunidade de realização do curso de mestrado; Embrapa Meio-Norte pela estrutura cedida e apoio na realização das análises laboratoriais; Embrapa Caprinos e Ovinos e Embrapa Cocais pelo apoio e suporte.

A CAPES pela concessão da bolsa de estudo durante o período de mestrado.

Ao Banco da Amazônia pelo financiamento da pesquisa.

Aos professores do programa de Pós-Graduação em Zootecnia da UVA pelos ensinamentos durante o curso.

A parceira de trabalho e viagens Msc. Ivanderlete Marques, por toda colaboração e companheirismo ao longo dessa “aventura” que foi nosso mestrado.

A família Muniz, excepcionalmente Dr. Luciano, Dra. Ilka, Sra. Socorro e Sr. Muniz, pela disponibilização das áreas para coleta, e acima de tudo pelo carinho e amizade que tornaram os dias de trabalho mais leves e divertidos.

A equipe de coletas do Maranhão Dr. Luciano, Dr. Joaquim, Victor Reis, Elimilton, Benício, Karol, Isabel, Thaís e todos da Universidade Estadual do Maranhão que auxiliaram na coleta das amostras de GEE e solo.

Aos meus irmãos Diêgo e Thyaggo Melo, pelo apoio e incentivo à minha vida acadêmica.

A futura Dra. Anacláudia Primo, por sua amizade e disponibilidade em ajudar sempre que necessário.

Aos amigos: Grazyella, Erlane, Luiza, Taize, Mikaelle, Renata, Augusto, Gizele, Renato e Thais, pelo conhecimento compartilhado ao longo desse período e pela torcida.

A querida Joyce Oliveira, assistente do PPGZ, por sua dedicação, buscando sempre resolver nossos “pepinos” de forma rápida e eficiente.

A todos os amigos e familiares que sempre torceram pelo sucesso desse trabalho.

MUITO OBRIGADA!!!

RESUMO

A degradação das pastagens tem sido um grande problema para a pecuária brasileira. Assim, é necessário adotar modelos de produção que recuperem as pastagens; melhore a eficiência de uso das áreas; restabeleça as propriedades químicas, físicas e biológicas dos solos, para reduzir as emissões de gases de efeito estufa produzidos no sistema. O objetivo deste estudo foi avaliar a emissão de gases de efeito estufa em dois sistemas integrados de produção, e em pastagem degradada. Durante o estudo foi verificada a capacidade desses sistemas em aprimorar as características biológicas e químicas dos solos para fins de mitigação de gases de efeito estufa comparado com a pastagem degradada na Amazônia maranhense. O experimento foi realizado na Unidade de Referência Tecnológica de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta da Embrapa Cocais, em Pindaré-Mirim, MA, em um Plintossolo Háptico. Foram avaliados três sistemas de uso do solo: milho consorciado com forrageira (*Urochloa brizantha* cv. Marandú) entre renques de eucalipto (1); milho consorciado com forrageira (*Megathyrus maximus* cv. Massai) (2); e pastagem degradada (3) (tratamento referência), com quatro repetições. As coletas dos gases de efeito estufa (GEE) foram realizadas em agosto de 2017, após a colheita dos grãos nas áreas de sistemas integrados. A determinação das concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O nas amostras foi realizada por cromatografia gasosa. As amostras de solo para determinação dos atributos químicos e biológicos foram coletadas na profundidade 0-10 cm. A pastagem degradada apresentou maiores valores de emissões dos GEE. Os sistemas de integração apresentaram fluxos negativos de metano, o que caracteriza efeito mitigatório dos mesmos. O sistema de integração ILPF – Eucalipto, milho consorciado com *Urochloa brizantha* cv. Marandú demonstrou ser a melhor opção para melhoria das características biológicas do solo, bem como a mitigação dos GEE.

Palavras-chave: ILPF. Dióxido de carbono. Metano. Óxido nitroso. Matéria orgânica.

ABSTRACT

Pasture degradation has been one of the main problems for Brazilian livestock. Thus, it is necessary to use techniques for pasture recovery, to increase the efficiency of lands use, to recover the chemical, physical and biological properties of the soil for emissions of greenhouse gases (GHG) emitted by it. The objective of this study was to evaluate the emission of GHG in two integrated systems of production and degraded pasture. Was studied how biological and chemical soil characteristics with integrated systems can improve to mitigate greenhouse gases compared to degraded pasture. The experiment was carried out at the Technological Reference Unit of Integrated Crop-Livestock-Forestry (ICLF) system of Embrapa Cocais, in the municipality of Pindaré-Mirim (Maranhão State, Brazil), in a Haplic Plintosol. Three soil use systems were evaluated: maize plus forage (*Urochloa brizantha* cv. Marandú) between eucalyptus lines (1); maize plus forage (*Megathyrsus maximus* cv. Massai) (2); and degraded pasture (3) (reference treatment), with 4 replicates. The GHG samples were collected on August 2017, after harvesting the grains in the ICLF systems. The determination of CO₂, CH₄ and N₂O concentrations in the samples was performed by gas chromatography. Soil samples for determination of chemical and physical attributes were collected at depth 0-10 cm. The degraded pasture presented higher values of GHG emissions. The ICLF systems presented negative methane fluxes, which characterizes their mitigating effect. The ICLF system with Eucalyptus, maize plus *Urochloa brizantha* cv. Marandú was the best option for improving the soil's biological characteristics, as well as mitigating GHG.

Keywords: ICLF. Carbon dioxide. Methane. Nitrous oxide. Organic matter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Dados pluviométricos registrados durante a coleta de dados em 2017	44
Figura 2. Unidade de Referência Tecnológica (URT) de ILPF. Imagem dos diferentes sistemas integrados de produção e pastagem degradada, localizado no município de Pindaré-Mirim, MA.....	45
Figura 3. Fluxos de N ₂ O ($\mu\text{g N m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) em sistemas integrados de produção e pastagem degradada no município de Pindaré Mirim, MA.....	50
Figura 4. Fluxos de CH ₄ ($\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e CO ₂ ($\mu\text{g C m}^{-2} \text{ h}^{-1}$) e temperaturas do ar e no interior das câmaras estáticas durante as coletas de gases em sistemas integrados de produção e pastagem degradada no município de Pindaré Mirim, MA.....	50
Figura 5 - Gráfico biplot dos componentes principais (CP1 e CP2) das características dos GEE, atributos microbiológicos e estoque de carbono em sistemas integrados de produção na camada de 0-10 cm.....	56

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Descrição e histórico dos diferentes usos da terra avaliados em Pindaré-Mirin, MA.....	45
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Caracterização da fertilidade do solo sob diferentes sistemas de manejo na URT de ILPF em Pindaré-Mirim, MA, camada 0-10cm.....43

Tabela 2. Caracterização da textura do solo sob diferentes sistemas de manejo na URT de ILPF em Pindaré-Mirim, MA, na camada de 0-10cm, expresso em $g\ kg^{-1}$43

Tabela 3. Valores médios para carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado a minerais (COM), carbono orgânico total (COT), nitrogênio (NBM), carbono (CBMS) e respiração basal (RBS) da biomassa microbiana, pH, matéria orgânica (MO), amônio (NH_4) e nitrato (NO_3) em função de diferentes sistemas de manejo do solo realizado no período seco em Pindaré-Mirim, MA.....51

Tabela 4. Matriz de correlação dos GEE, atributos microbiológicos e estoque de carbono em sistemas integrados de produção na camada de 0-10 cm.....53

Tabela 5. Análise de componentes principais (CP), autovalores (λ_i) e porcentagem da variância explicada pelos componentes (VCP%) das características dos GEE e atributos microbiológicos em sistemas integrados de produção.....55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABC – Programa Agricultura de Baixa Emissão de Carbono

ACP – Análise dos Componentes Principais

CBMS – Carbono da Biomassa Microbiana do Solo

CH₄ – Metano

CO₂ – Dióxido de Carbono

COM – Carbono Orgânico Associado a Minerais

COP – Carbono Orgânico Particulado

COP 24 - 24^a Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas

COT – Carbono Orgânico Total

GEE – Gases de Efeito Estufa

GWP – Potencial de Aquecimento Global

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ILF – Integração Lavoura-Floresta

ILP – Integração Lavoura-Pecuária

ILPF – Integração Lavoura-Pecuária-Floresta

IPF – Integração Pecuária-Floresta

MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento

MO – Matéria Orgânica do Solo

N₂O – Oxido Nitroso

NBMS – Nitrogênio da Biomassa Microbiana do Solo

NH₄ – Amônio

NO₂ – Nitrito

NO₃ – Nitrato

pH – Potencial Hidrogeniônico

RBS – Respiração Basal do Solo

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	16
1.1 OBJETIVO GERAL	17
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
2. REFERENCIAL TEÓRICO	18
2.1 INTRODUÇÃO	18
2.2 AMAZÔNIA MARANHENSE	19
2.3 A AGRICULTURA E OS GASES DE EFEITO ESTUFA	19
2.4 EMISSÃO DE DIÓXIDO DE CARBONO (CO ₂) EM SOLOS AGRÍCOLAS	21
2.5 PRODUÇÃO E EMISSÃO DE OXIDO NITROSO (N ₂ O) EM SOLOS AGRÍCOLAS	22
2.6 PROCESSO DE EMISSÃO E ABSORÇÃO DE METANO (CH ₄) EM SOLOS AGRÍCOLAS	24
2.7 PASTAGENS DEGRADADAS	25
2.8 RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS DEGRADADAS ATRAVÉS DE SISTEMAS INTEGRADOS	26
2.9 AS PROPIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO E SUA IMPORTÂNCIA NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	28
2.10 AS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO E SUA IMPORTÂNCIA NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS	29
2.11 MITIGAÇÃO DA EMISSÃO DE GEE PELOS SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO	29
2.12 CONCLUSÃO	30
2.13 REFERÊNCIAS	31
3.EMIÇÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MARANHENSE	
RESUMO	40
ABSTRACT	40
1.INTRODUÇÃO	41
2.MATERIAL E MÉTODOS	43
3.RESULTADOS E DISCUSSÃO	49
4.CONCLUSÃO	56
5.REFERÊNCIAS	56

1 INTRODUÇÃO

Em 2018, o Brasil assumiu na 24^a Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (COP 24) o compromisso de reduzir 37% (trinta e sete por cento) das emissões de gases do efeito estufa (GEE), até o ano de 2025 e uma redução de 43% (quarenta e três por cento), até o ano de 2030, em comparação com o que o País emitiu, no ano base, para os cálculos, o ano de 2005. Para alcançar essa meta, o Governo Federal criou o Programa Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (ABC) o qual contempla como medidas mitigatórias o incentivo à recuperação de pastagens degradadas e a adoção de sistemas integrados de produção, tais como a integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF).

A ILPF se apresenta como uma estratégia para maximizar efeitos desejáveis no ambiente, auxiliando no grande desafio para a agricultura atual, que consiste em contornar os problemas decorrentes de décadas de práticas agrícolas de monocultivo e de elevada pressão sobre o ambiente, tais como: a erosão e perda de fertilidade dos solos, assoreamento dos cursos d'água, poluição do solo e da água e emissões de gases de efeito estufa, contribuindo com o aumento da produtividade, com a conservação de recursos naturais, e no processo de intensificação de uso das áreas já desmatadas no Brasil (BALBINO, et al., 2011).

Nesse contexto, as pesquisas sobre o balanço entre as emissões dos GEE - dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), emitidos pelo solo nos sistemas integrados de produção, são importantes para subsidiar o compromisso que o Estado do Maranhão assumiu em 2014, através da resolução N° 02, de 23 de dezembro de 2014.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar os fluxos de gases de efeito estufa (GEE) em sistemas integrados de produção e pastagem degradada na Amazônia maranhense.

1.2 Objetivos específicos

- Comparar as emissões de GEE nos sistemas integrados de produção e em pastagem degradada em uma área da Amazônia maranhense.
- Avaliar teores de carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico associado a minerais (COM), carbono orgânico total (COT), nitrogênio (NBM), carbono (CBMS) e respiração basal (RBS) da biomassa microbiana, pH, matéria orgânica (MO), amônio (NH_4) e nitrato (NO_3) nos sistemas integrados e em pastagem degradada em uma área da Amazônia maranhense.

2 REFERÊNCIAL TEÓRICO

2.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a agropecuária contribui com aproximadamente 22% das emissões antrópicas de gases de efeito estufa (GEE), e quando somadas às emissões provenientes no setor “mudanças no uso da terra e florestas”, esse percentual sobe para cerca de 80% (BRASIL, 2009). Assim, o Brasil passa a ser o quinto maior emissor de GEE do mundo. Tendo em vista as políticas para redução das emissões dos GEE, o desafio é desenvolver tecnologias para mitigação desses gases (ALMEIDA e MEDEIROS, 2013).

As emissões de GEE pelo solo são associadas aos sistemas de produção e ao manejo do solo, principalmente às práticas que interferem na temperatura, umidade e aeração do solo. Desse modo, o entendimento dos processos de emissões de GEE pelo solo é ponto chave para direcionar esforços para sua diminuição (SANTIN et al., 2012). Nesse sentido, a recuperação de áreas degradadas por lavoura ou pecuária, bem como a preservação ambiental são as premissas básicas para a sustentabilidade agropecuária tropical brasileira (BORGES et al., 2016).

Os modelos adotados atualmente para produção agropecuária sustentável são os sistemas integrados Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF). O emprego desses modelos de produção tem se mostrado promissor tanto por atender aos contratemplos da pecuária, como na recuperação de pastagens degradadas e melhoria das propriedades do solo (MACEDO, 2009).

Na parte noroeste do território do estado do Maranhão encontra-se o bioma Amazônia. Essa região tem sua economia pautada em um sistema agropecuário tradicional, tendo a pecuária de bovinos, a principal atividade econômica (ARAÚJO et al., 2011). Este Estado possui um rebanho de mais de sete milhões de bovinos (IBGE, 2017), desse total, 27,2% encontram-se na região da Amazônia maranhense.

Com o crescimento da pecuária nessa região foi necessário abrir áreas para pasto, tendo assim a substituição sistemática da vegetação nativa por áreas de pastagem. Essas mudanças têm sido responsáveis por graves problemas ambientais como a perda de biodiversidade e desertificação (FREITAS et al., 2007; LEAL et al., 2005; MMA, 1998; OLIVEIRA et al., 2016; SOUSA et al., 2012).

Assim, a adoção de sistemas integrados de produção pode ser uma alternativa para minimizar os impactos da atividade agropecuária na Amazônia maranhense. Estes sistemas podem contribuir para a redução da erosão, perda de fertilidade dos solos, perdas de água, ciclagem de nutrientes, bem como promover o uso eficiente de matéria orgânica, minimizando a degradação do solo bem como a emissão de GEE. (BORGES et al., 2016).

2.2 AMAZÔNIA MARANHENSE

Embora classificado como região Nordeste do Brasil, o Estado do Maranhão apresenta características de vegetação que o difere dos demais Estados da Região. Localizado entre três macrorregiões brasileiras: Nordeste, Norte e Centro Oeste, o território maranhense é considerado uma região de transição entre o Nordeste e a região Amazônica (ARAÚJO et al., 2011; VARGA, 2008).

A região da Amazônia brasileira abrange nove unidades federativas: Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins e Maranhão.

Com uma área de aproximadamente 81.208,40 km², a Amazônia maranhense representa 40% do território do estado (CABRERA et al., 2015) e está presente em 62 municípios (IBGE, 2002). Conforme dados do SIDRA (2017), um terço da população maranhense habita a Amazônia maranhense.

A população desse território tem sua economia baseada no extrativismo vegetal e na agricultura tradicional (milho, feijão, arroz etc.), tendo o babaçu grande importância econômica para as comunidades agroextrativistas do território maranhense (PORRO, 2019).

Nos últimos anos, a região tem apresentado mudanças quanto ao uso da terra. A intensificação da agricultura e da pecuária em consonância à extração de madeira para exportação está provocando modificações da paisagem amazônica (ARAÚJO et al., 2011). Essas mudanças aumentam o risco de degradação ambiental em função da exploração abusiva dos recursos naturais (CELENTANO et al., 2018), junto ao aumento da liberação dos gases de efeito estufa para a atmosfera.

2.3 A AGRICULTURA E OS GASES DE EFEITO ESTUFA

Os três principais GEE relacionados com atividades agrícolas e mudanças de uso da terra são CO₂, N₂O e CH₄ (DUXBURY, 1995; SMITH et al., 2003).

O CO₂ é considerado o mais importante GEE antropogênico. Embora o N₂O e o CH₄ sejam emitidos em menor quantidade que o CO₂, apresentam potencial de aquecimento 310 e 21 vezes (respectivamente) maiores do que o do CO₂ (IPCC, 2007). O Potencial de Aquecimento Global ou Fator de Aquecimento (GWP) é uma medida de como uma determinada quantidade de GEE contribui para o aquecimento global. O GWP é uma medida relativa que compara o gás em questão com a mesma quantidade de dióxido de carbono (cujo potencial é definido como 1).

Uma das principais causas que aumentam as emissões de GEE é o desmatamento de florestas para uso agrícola ou pecuário, parte da biomassa original é retirada na forma de madeira comercial.

Essa biomassa das florestas representa um dos fatores mais importantes que determinam a quantidade de emissões de gases provocadores do efeito estufa liberada pelo desmatamento. Este contribui para as emissões de duas formas:

- 1) O C estocado na vegetação é perdido (por queima ou decomposição natural) (além da perda do potencial de acúmulo de C na biomassa vegetal)
- 2) O C que estava em formas estáveis no solo é perdido tanto pela queima (que geralmente ocorre na conversão de área nativa para área de agricultura/pecuária), como também pela quebra do equilíbrio dinâmico em que se encontrava o solo sob floresta. Assim, frações da MOS muito estáveis se perdem, se decompõem e acabam emitindo CO₂ (SIGNOR; CERRI, 2013).

A remoção da cobertura vegetal para formar as pastagens, além de comprometer a biodiversidade, afeta as propriedades físicas e biológicas da superfície terrestre. Estes efeitos causam impacto no clima regional e global, bem como compromete o ciclo da água. Além disso, a liberação de gás carbônico para atmosfera contribui para as mudanças climáticas, e prejuízos ao solo, com aumento da velocidade de lixiviação, compactação e erosão (FAO, 2007).

Deramus et al. (2003) verificaram que menos CH₄ foi produzido por unidade de ganho de peso com a adoção de melhores práticas de manejo associadas ao pastejo intensivo, em pastagens adubadas com nitrogênio, fósforo e potássio. A redução na emissão anual de CH₄ foi de 22%.

Outro fator preocupante relacionado ao uso solo é a aplicação excessiva de fertilizantes nitrogenados. Esses fertilizantes são compostos químicos utilizados para aumentar a quantidade de nutrientes do solo e, conseqüentemente, conseguir um maior ganho de produtividade. Um dos problemas desse uso é que as quantidades utilizadas são maiores que o necessário para o crescimento e produção da planta. O que não é absorvido fica no solo (ocorre reação química e as bactérias liberam o N₂O ou o mesmo é lixiviado contaminando recursos hídricos) ou se perde para a atmosfera (CERRI et al., 2009).

O manejo do solo por meio do seu revolvimento ocasiona a quebra dos agregados do solo, expondo com isso, o carbono e o nitrogênio orgânicos à intensa atividade dos micro-organismos, propiciando então, o efluxo de CO₂, CH₄ e N₂O para a atmosfera. A microbiota do solo é a responsável pela decomposição dos compostos orgânicos, pela ciclagem de nutrientes e pelo fluxo de energia do solo (DERAMUS et al., 2003).

A biomassa microbiana e sua atividade têm sido apontadas como as características mais sensíveis às alterações na qualidade do solo, causadas por mudanças de uso e práticas de manejo (TRANINN et al., 2007). O CO₂ e CH₄ emitidos a partir de solos cultivados são oriundos do metabolismo (degradação) de C orgânico. O metabolismo oxidativo aeróbio do substrato orgânico pelos microrganismos do solo é o responsável pela geração de CO₂ com produto final, enquanto

o CH_4 é o produto principal do metabolismo anaeróbico. Ainda que os solos apresentem boa drenagem, os mesmos possuem sítios anaeróbicos onde pode ocorrer produção de CH_4 e N_2O (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006).

O manejo inadequado das pastagens também contribui para emissão de GEE, especialmente pela exaustão da matéria orgânica do solo durante o processo de degradação (LAL, 2001). Todavia, o setor pecuário brasileiro vem demonstrando grande evolução devido às melhorias ocorridas no manejo das pastagens (OLIVEIRA et al., 2016).

Alguns exemplos dos avanços foram a adoção de pastagens cultivadas e a melhoria das pastagens nativas. Esses manejos permitiram aumentar a lotação animal e o ganho em produtividade por área. Além disso, esses manejos se tornaram drenos de GEE da atmosfera. Pastagens bem manejadas também apresentam maior estoque de C e N.

Outras práticas de manejo, como exemplo, os sistemas de integração evitam o desmatamento, a degradação de pastagens e viabiliza o desenvolvimento sustentável. O sistema de plantio direto aumenta a matéria orgânica do solo e reduz o trânsito de máquinas que aumentam o influxo de carbono no solo.

Esses sistemas possibilitam a redução de emissões de GEE, principalmente quando associados à rotação de culturas. O alto aporte de resíduos vegetais facilitam a atuação de mecanismos de estabilização do carbono adicionado, na forma de matéria orgânica do solo (MO), que contribui para a mitigação do efeito estufa (MACEDO, 2009).

2.4 EMISSÃO DE DIÓXIDO DE CARBONO (CO_2) EM SOLOS AGRÍCOLAS

O processo de emissão de CO_2 do solo está associado à atividade microbiana, respiração das raízes, decomposição dos resíduos vegetais, oxidação da MOS e aplicação de calcário para a correção do pH do solo (SILVA et al., 2014).

O Carbono (C) circula entre três diferentes reservatórios globais: a atmosfera, os oceanos e os sistemas terrestres. Por atuar como um condutor entre os outros dois reservatórios, a atmosfera desempenha um papel importante no ciclo do C e a concentração de CO_2 nela é regida em grande parte pela dinâmica das trocas entre estes três reservatórios (COSTA, 2008).

O sistema terrestre, incluindo tanto a vegetação como os estoques de C do solo é o segundo maior reservatório. O fluxo principal entre a atmosfera e os ecossistemas terrestres resulta da absorção de CO_2 pelas plantas através do processo de fotossíntese, e da liberação de CO_2 para a atmosfera pelas plantas, animais e microrganismos, através do processo de respiração, sendo que este gás também é liberado para a atmosfera pelas queimadas (COSTA, 2008).

Os solos são um importante reservatório natural de carbono. Estima-se que nos primeiros 100 cm de profundidade, estão armazenados 2200 Pg C, correspondendo a aproximadamente 4 vezes o

compartimento de C da vegetação (560 Pg) e 3 vezes o C da atmosfera (750 Pg); o C armazenado no solo é constituído pelo C orgânico (1500 Pg C) e mineral (700 Pg C) (BATJES, 1996).

2.5 PRODUÇÃO E EMISSÃO DE ÓXIDO NITROSO (N₂O) EM SOLOS AGRÍCOLAS.

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

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

A desnitrificação é a redução microbiana de nitrato (NO₃⁻) ou nitrito (NO₂) a N gasoso, com NO e N₂O sendo produzidos como compostos intermediários da redução. Este processo é realizado por um grupo de bactérias diversificadas e amplamente distribuídas sendo heterotróficas e anaeróbias estritas ou facultativas, portanto, é mais importante em ambientes onde prevalece a condição anaeróbica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). Essa circunstância é mais presente em solos compactados ou mal drenados e na presença de resíduos contendo carbono orgânico, que funcionam como uma fonte redutora (ALVES et al., 2012).

As emissões de N₂O provenientes da nitrificação são quantitativamente dependentes do grau de nitrificação e podem ser maiores, por unidade de N nitrificado, quando os solos apresentam adequadas condições de umidade (DUXBURY, 1995). Em ecossistemas naturais, a nitrificação é dependente da ciclagem de N dentro do sistema solo-planta, que é maior em ecossistemas tropicais que em temperados. Nas regiões de clima tropical, as condições climáticas (altas temperaturas e umidade) favorecem a decomposição da matéria orgânica do solo. Consequentemente, as emissões de N₂O tendem a serem maiores em florestas e pastagens tropicais que em ecossistemas temperados (ESCOBAR, 2008).

As emissões diretas de N₂O ocorrem pela adição aos solos de fertilizantes sintéticos e adubos orgânicos, pelo cultivo de plantas fixadoras de N₂, pela incorporação no solo de resíduos de colheita, e pela mineralização de nitrogênio associada ao cultivo de solos orgânicos.

As emissões indiretas de N_2O são calculadas a partir da porção do N adicionado aos solos como fertilizantes, das diretas e indiretas provenientes da deposição de excretas (fezes e urina) e de animais em pastagens (MCT, 2010).

Apesar dos solos agrícolas serem os principais emissores de óxido nitroso para a atmosfera, a manipulação das áreas pode ser feita a fim de alterar os processos de nitrificação e desnitrificação e, conseqüentemente, interferir na emissão dessa substância (SIGNOR; CERRI, 2013).

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

A disponibilidade de N é afetada pela qualidade e quantidade de resíduo vegetal, e conseqüentemente, as emissões de N_2O , são maiores quando o material aportado ao solo for facilmente decomponível. A taxa de mineralização dos resíduos vegetais, além do sistema de manejo adotado, é influenciada pela relação C:N e também pelas características bioquímicas, as quais envolvem os teores de celulose, hemicelulose e lignina (GIACOMINI, 2007).

O preparo do solo (fertilização, irrigação e manejo; revolvimento do solo) pode ocasionar efeitos significativos nas emissões de N_2O do solo. Fertilizantes nitrogenados adicionados nos sistemas de cultivo são rapidamente transformados pelos organismos do solo em nitrato (NO_3^-). Este elemento possui dinâmica muito intensa no solo, sendo facilmente lixiviado pelo perfil do solo, desnitrificado para a forma gasosa (óxido nitroso) e quando transformado em amônia, volatilizada do solo (SIGNOR; CERRI, 2013).

Em sistemas de ILPF (cultivo de soja, *Eucalyptus grandis* e pastagem), ILP (cultivo de soja e pastagem) e vegetação nativa (Cerrado), Oliveira et al. (2016) observaram diferenças quanto à emissão de óxido nitroso. Na área de Cerrado observaram-se valores negativos de emissão de N_2O , representando assim uma fonte de consumo deste elemento. Já o sistema ILPF apresentou menores taxas de emissão de N_2O em relação ao sistema ILP, constituindo-se uma melhor alternativa dentre os sistemas de cultivo para a baixa emissão de N_2O .

Em áreas de Mata Atlântica, nas quais ocorre a substituição de pastagem de baixa produtividade por reflorestamento com eucalipto e floresta secundária, as emissões de N_2O são maiores na área com a floresta, onde também foram encontrados os maiores teores de NO_3^- . A qualidade dos resíduos desta área influencia a incorporação de matéria orgânica, pela menor relação C:N observada, o que estimula a mineralização de matéria orgânica do solo (MOS) e resulta em maiores teores de nitrato. As emissões de N_2O e os teores de NO_3^- na área com eucalipto, foram intermediárias às áreas de mata e de pastagem (COUTINHO et al., 2010).

2.6 PROCESSO DE EMISSÃO E ABSORÇÃO DE METANO (CH₄) EM SOLOS AGRÍCOLAS.

O metano (CH₄) é produzido pelas *Archaea* metanogênicas, que são micro-organismos anaeróbios obrigatórios que necessitam de condições anóxicas de crescimento e são altamente redutoras. Esses micro-organismos convertem uma extensão relativamente limitada de substratos simples em CH₄ em habitats com substratos orgânicos complexos, interagem com outros micro-organismos anaeróbios que catabolizam substratos complexos em substratos simples (PAZINATO, 2007). No solo, o CH₄ é produzido pela metanogênese em condições anaeróbicas, condição comum em solo inundado (YANG; CHANG, 2001), em que a alta saturação por água implica em baixa oxigenação.

Entretanto, em condições aeróbicas, o solo pode funcionar como dreno de CH₄ atmosférico. Nestes solos, a produção de CH₄ é afetada pela composição e textura do solo e pelo teor de aceptores inorgânicos de elétrons, sendo que o período entre a inundação do solo e início de metanogênese pode variar de acordo ao tipo de solo (MOSIER et al., 2004). A maior absorção biológica de CH₄ ocorre pela oxidação por bactérias metanotróficas em solos bem drenados (XU et al., 2003).

Ao mesmo tempo em que a atividade biológica é responsável pela emissão de CH₄ nos ecossistemas, ela também exerce papel importante sobre o montante de gás emitido para a atmosfera, visto que parte do gás produzido pelas arqueias metanogênicas é consumido pelas bactérias metanotróficas (CONRAD, 2009). A inundação do solo altera o caráter da flora microbiana edáfica, diminuindo a concentração de O₂.

A fermentação é um dos principais processos bioquímicos responsáveis pela decomposição de matéria orgânica em solos inundados, entre os principais produtos do processo fermentativo nestes solos estão o N₂O, CH₄ e CO₂ que normalmente constituem a maior parte da fase gasosa dos solos alagados (MOSIER et al., 2004).

As emissões de CH₄ provenientes de solos agrícolas tropicais constituem uma parte significativa das emissões globais anuais de CH₄, sendo os solos cultivados com lavouras de arroz irrigado, com presença de cupins, queimadas de biomassa e fermentação entérica os principais contribuintes (SMITH et al., 2003; MOSIER et al., 2004).

O fluxo de CH₄ é o resultado líquido entre a produção oriunda da metanogênese e a oxidação por processos de metanotrofia (BAGGS et al., 2006). Geralmente, solos não perturbados são considerados agentes oxidantes de CH₄, porém, quando ocorre a conversão e a mobilização do solo para exploração agrícola, normalmente o solo atua como fonte de CH₄ para a atmosfera, intensificado com a utilização de fertilizantes nitrogenados (MOJEREMANE et al., 2011).

O amônio atua como inibidor da oxidação do CH₄ no solo ao competir pela enzima monooxygenase, encarregada de catalisar a oxidação de CH₄. A utilização de fertilizantes nitrogenados

umentam as emissões de N_2O decorrentes das altas taxas de nitrificação, mas principalmente da desnitrificação e ao mesmo tempo inibe a ação de microorganismos metanotróficos, responsáveis pela oxidação do CH_4 no solo (ACTON e BAGGS, 2011).

O fluxo líquido (emissão ou consumo) de CH_4 irá variar de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas no sistema (MOSIER et al., 2004). O efeito da mudança no uso da terra de floresta ou pastagem para a agricultura pode reduzir pela metade ou em dois terços a capacidade do solo de atuar como dreno de CH_4 (SMITH et al., 2003).

Verchot et al. (2000) encontraram uma grande variação nas emissões e drenos de CH_4 em solos de pastagem. Durante o período de chuvas as pastagens apresentaram as maiores emissões de CH_4 , e, durante o período seco, oxidação desse gás. Os autores atribuem essa variação às diferenças de textura do solo, umidade e precipitação.

A conversão de áreas de floresta para pastagens ocasiona uma diminuição nas taxas totais de oxidação de metano. O potencial de oxidação de CH_4 pelos solos brasileiros em vegetação nativa, culturas agrícolas e pastagens pode ser significativo e contribuir para a mitigação do efeito estufa. Porém, o fluxo líquido de CH_4 irá variar de acordo com a natureza do sistema agrícola e as práticas de manejo adotadas (MOSIER, 2004).

2.7 PASTAGENS DEGRADADAS

O processo de degradação da pastagem é um fenômeno complexo que ocorre com o desgaste gradativo do pasto, diminuição da capacidade de suporte das áreas, culminando com a degradação propriamente dita (DIAS-FILHO, 2011).

A identificação das causas e o entendimento dos processos de degradação são fundamentais para o sucesso de programas de recuperação ou de manutenção da produtividade de pastagens ainda produtivas. As causas da degradação de pastagens variam com cada situação específica. Normalmente, mais de uma causa está envolvida no processo de degradação. Segundo Dias-Filho (2011), as principais causas são:

- Práticas inadequadas de pastejo, como o uso de taxas de lotação ou períodos de descanso que não levam em consideração o ritmo de crescimento da forrageira.
- Práticas inadequadas de manejo da pastagem, como a ausência de restauração periódica da fertilidade do solo, via adubação, e o uso excessivo do fogo para eliminar forragem não consumida (macega) e estimular a rebrotação do capim, ou para controlar pragas, doenças e plantas daninhas.
- Falhas no estabelecimento da pastagem causadas pelo preparo inadequado da área, uso de sementes de baixo valor cultural, semeadura em época imprópria, ou pela exposição inadequada ao primeiro pastejo, por este ser realizado muito tardiamente ou prematuramente.
- Fatores bióticos, como ataques de insetos-praga e patógenos (doenças).

- Fatores abióticos, como o excesso ou a falta de chuvas, a baixa fertilidade e a drenagem deficiente do solo.

As estratégias de recuperação de pastagens degradadas devem ser planejadas com base no conhecimento das causas da degradação.

2.8 RECUPERAÇÃO DE PASTAGENS DEGRADADAS ATRAVÉS DE SISTEMAS INTEGRADOS

Diferentes técnicas podem ser empregadas para recuperar pastagens degradadas. A escolha da técnica a ser utilizar deve ser feita com base no diagnóstico das causas de degradação.

Uma técnica de produção que vem sendo bastante disseminada para recuperação de áreas degradadas é o uso dos sistemas de integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF), que tem se mostrado promissores tanto por atender os contratempos da pecuária, como por promover melhoria das propriedades do solo (MACEDO, 2009).

Os sistemas integrados de produção são caracterizados pelo crescimento de diferentes espécies de plantas arbóreas e herbáceas em associação com culturas agrícolas, com animais ou com ambos (MENDES et al., 2001).

Esses sistemas, conforme terminologia proposta por Araújo Filho et al. (2013), são classificados em quatro modalidades de sistemas de produção integrados distintos, de forma que, cada grupo comporta um grande número de modelos procedentes de condições ecológicas, econômicas, sociais e culturais:

1. Integração Lavoura-Pecuária: sistema de produção que integra o componente agrícola e pecuário em rotação, consórcio ou sucessão; na mesma área e em um mesmo ano agrícola ou por múltiplos anos.
2. Integração Pecuária-Floresta: sistema de produção que integra o componente pecuário e florestal, em consórcio.
3. Integração Lavoura-Floresta: sistema de produção que integra o componente florestal e agrícola, pela consorciação de espécies arbóreas com cultivos agrícolas (anuais ou perenes).
4. Integração Lavoura-Pecuária-Floresta: sistema de produção que integra os componentes agrícola, pecuário e florestal em rotação, consórcio ou sucessão, na mesma área. O componente "lavoura" restringe-se ou não à fase inicial de implantação do componente florestal.

A ILPF é uma estratégia de produção sustentável, que integra atividades agrícolas, pecuárias e florestais, realizadas na mesma área, em cultivo consorciado, em sucessão ou rotacionado, e busca efeitos sinérgicos entre os componentes do agroecossistema, contemplando a adequação ambiental, a valorização do homem e a viabilidade econômica (BALBINO et al., 2011).

Assim, a ILPF tem como principal objetivo a intensificação de uso da terra, fundamentando-se na integração dos componentes do sistema produtivo, visando atingir patamares cada vez mais elevados de qualidade do produto, qualidade ambiental e competitividade. Apresenta-se como uma estratégia para maximizar efeitos desejáveis no ambiente, aliando o aumento da produtividade com a conservação de recursos naturais no processo de intensificação de uso das áreas já desmatadas no Brasil.

Wruck et al. (2015) estimaram que existe uma área com mais de 4 milhões de hectares implantados com sistemas de integração no Brasil, sendo 70% com sistema agropastoril (ILP), 15% com sistema silvipastoril (IPF), 10% com sistema agrossilvipastoril (ILPF) e 5% com sistema silviagrícola (ILF). De acordo com Balbino *et al.* (2011), existem cerca de 67,8 milhões de hectares de áreas aptas para serem utilizadas por diversos modelos de sistemas de integração no Brasil, sem a necessidade de abertura de novas áreas com vegetação nativa.

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

Dentre os benefícios observados com o uso da ILPF, Vilela et al. (2008) verificaram a melhoria das propriedades físicas, químicas e biológica dos solos, junto a importância de sistemas mais diversificados para repor e manter a MOS e sua estrutura. Além disso, pastagens bem manejadas têm potencial para aumentar o teor de carbono do solo, atenuando os efeitos das emissões de GEE.

Os principais benefícios gerados pelos sistemas integrados são reportados na literatura, sendo as principais vantagens destes sistemas: maior aporte e estoque de carbono quando comparado aos sistemas convencionais e tradicionais (SILVA, et al., 2014); redução nas perdas de água, solo e nutrientes por erosão e redução da erosão dos solos (AGUIAR et al., 2006); conservação *in situ* de espécies vegetais nativas (CAMPANHA et al., 2011); auxílio na reversão dos processos de degradação e aumento da biodiversidade (GRIFITH, 2000); ciclagem de nutrientes; promoção do uso eficiente de matéria orgânica, minimização da degradação do solo e consequentemente redução da entrada de insumos (AGUIAR et al., 2011).

Os sistemas de ILPF podem contemplar os componentes madeireiro e pecuário, além de ser uma tecnologia para mitigar emissões de GEE. Atende a necessidade de bem-estar animal ao proporcionar proteção contra estresse térmico, promove a biodiversidade em sistemas produtivos e,

incrementa o uso eficiente da terra com agregação de valor e renda para as áreas de pastagens (LEITE et al., 2010).

Dentre as espécies florestais mais utilizadas em sistemas integrados de produção no Brasil, destacam-se: eucaliptos, grevêlea, pinus, acácia e o mogno africano. Tsukamoto Filho et al. (2004) relataram que o sistema agrossilvipastoril foi considerado o mais indicado para projetos de fixação de carbono, pois, na idade de cinco anos, o eucalipto fixou maior quantidade de carbono do que nos sistemas tradicionais. Foi observado também que a quantidade de C fixado pelo eucalipto, no sistema ILPF variou de 3,80 a 80,67 Mg ha⁻¹ de C (do 1º ao 11º ano), devendo ser ressaltado que na idade de rotação técnica (em torno de 5 anos) de volume de madeira, o total fixado foi de 52,82 Mg ha⁻¹ de C e na idade de rotação econômica (época de venda de madeira) de 59,25 Mg ha⁻¹ de C. Em termos de CO₂, os números foram de 193,33 Mg ha⁻¹ sequestradas na rotação técnica e de 216,84 Mg ha⁻¹ na rotação econômica.

Portanto, o sistema ILPF tem sido considerado o modelo mais indicado para projetos de fixação de C, pois na idade de 5 anos o eucalipto nesse sistema já fixou maior quantidade de C que nos espaçamentos tradicionais. As culturas agrícolas e a pastagem provocaram a antecipação da rotação técnica de C no sistema ILPF. Esse sistema fixou mais C que o eucalipto em monocultivo, plantado nos espaçamentos 3 x 2 m e 3 x 3 m, que os monocultivos de arroz e soja e que a pastagem a céu aberto. Isso reflete o potencial dos sistemas integrados para o abatimento das emissões de GEE nos sistemas de produção agropecuários.

2.9 PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO E SUA IMPORTÂNCIA NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Sabendo que os componentes do solo são fortemente afetados pelo tipo de manejo empregado, detectar as primeiras mudanças que ocorrem no solo com a adoção dos sistemas integrados de produção como alternativa na recuperação de pastagens degradadas, é possível por meio da avaliação da análise biológica do solo.

A biomassa microbiana do solo (BMS) é considerada um indicador sensível das mudanças no solo por ser a principal responsável pela transformação da matéria orgânica (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). É composta pela parte viva da matéria orgânica do solo, excluindo-se as raízes e organismos maiores do que 5x10³ µm³, ou pelo total de microrganismos no solo que é composto por bactérias, fungos, actinomicetos, leveduras e microfauna (protozoários).

Essa biomassa viva é formada por 8% de raízes, 22% de macrofauna e 70% de microrganismos, que embora representem uma pequena porção de solo, é de fundamental importância na decomposição da matéria orgânica, pois atua na mineralização e/ou imobilização dos

nutrientes, sendo por esse motivo considerado como reserva ou fonte de nutrientes (BALOTA, 2017).

Para Nascimento et al. (2009), os sistemas de manejo de solo podem influenciar significativamente os atributos referentes à biomassa microbiana, pois provocam modificações na microbiota do solo e são responsáveis pela reciclagem de matéria orgânica do solo.

Nesse sentido, é possível através da avaliação do carbono da biomassa microbiana realizar comparações entre solos e mudanças de manejo, avaliando possíveis impactos ambientais (INSAM, 2001). Assim como o carbono, o nitrogênio é um elemento interessante nos estudos de matéria orgânica do solo, uma vez que ela é considerada sua importante fonte e constitui sua fração ativa e potencialmente mineralizável (BALOTA, 2017).

Além do carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, outro parâmetro que pode ser utilizado para indicar o nível de degradação do solo é a respiração basal, que mede a atividade microbiológica do solo, podendo expressar, pelo menos em parte, a dinâmica da biomassa microbiana que é de fundamental relevância para auxiliar na escolha das práticas de manejo (BALOTA, 2017).

2.10 AS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO E SUA IMPORTÂNCIA NA RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS

Uma das formas de avaliar a contribuição dos diferentes sistemas de manejo de uso da terra na fertilidade dos solos é através da avaliação da disponibilidade de nutrientes existentes no solo. As análises mais comuns realizadas em laboratórios de análise de solo para avaliação da fertilidade são: pH em água, KCl ou CaCl₂; potássio (K); fósforo (P); cálcio (Ca) e magnésio (Mg) ou cálcio + magnésio (Ca + Mg); alumínio (Al); carbono orgânico (C) e textura (Raij, 1983).

Uma variável de suma importância na avaliação do processo de recuperação, é a matéria orgânica do solo (MOS), pois a mesma promove melhorias em atributos físicos, químicos e biológicos, dando sustentabilidade ao sistema a ser recuperado (Longo et al. 2011).

O pH é um atributo do solo que varia ao longo do tempo, podendo ser fortemente influenciado pelo manejo, cultivos sucessivos e adubações. Além disso, o pH é um indicativo da fertilidade atual do solo, ou seja, da forma química em que o alumínio se encontra, se na forma tóxica as plantas ou precipitado (forma não tóxica) (Prezotti & Guarçoni, 2013).

2.11. MITIGAÇÃO DA EMISSÃO DE GEE PELOS SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO

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

As principais estratégias para redução da emissão dos GEE consistem em redução da queima de combustíveis fósseis, minimização de desmatamento e queimadas, manejo adequado do solo e, por fim, estratégias de maximização do sequestro de C no solo. No contexto das duas últimas estratégias, o manejo do solo, com uso de práticas conservacionistas, é indiscutível para sua otimização (CARVALHO et al., 2010).

Para mitigar a emissão dos GEE, segundo Feigl et al. (2001), seria imprescindível melhorar o manejo das pastagens já implantadas. Convergente com essa afirmação tem-se que se a recuperação das pastagens, por meio da adubação direta, integração Lavoura-Pecuária ou Lavoura-Pecuária-Floresta for feita consoante às boas práticas de manejo. Tal ação poderia desempenhar papel fundamental na melhoria da eficiência dos processos relacionados com a mitigação da emissão desses gases.

Macedo (2009) ressaltou que os sistemas de ILP podem ser aplicados para a recuperação de pastagens degradadas e para a agricultura anual, pois melhoram a produção de palha para o sistema de plantio direto e as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Esses sistemas também possibilitam a utilização mais eficiente de equipamentos e o aumento de emprego e renda no campo.

Segundo Carvalho et al. (2010), os sistemas de ILP também vem exibindo considerável potencial de acúmulo de C no solo. A elevação dos níveis de MOS e a melhoria da qualidade física do solo com a introdução das pastagens em áreas agrícolas com níveis adequados de fertilidade, demonstra que a ILP tem potencial para reduzir o impacto ambiental das atividades produtivas reduzindo as emissões de GEE, dando maior estabilidade à produção das culturas anuais e melhorando o aproveitamento da água e nutrientes (FRANCHINI et al., 2010).

2.12 CONCLUSÃO

Os sistemas integrados de produção apresentam grande potencial para recuperação de pastagens degradadas. Sua aplicação na Amazônia maranhense pode ser uma interessante forma de verificar o potencial de mitigação dos GEE e melhoria das características químicas, físicas e biológicas do solo em relação às pastagens degradadas.

2.13 REFERÊNCIAS

- ACTON, S.; BAGGS, E. Interaction between N application rate, CH₄ oxidation and N₂O production in soil. **Biogeochemistry**, v. 103, p. 15-26, 2011.
- AGUIAR, M. I. de; MAIA, S. M. F.; OLIVEIRA, T. S. de. et al. Perdas de solo, água e nutrientes em sistemas agroflorestais no município de Sobral, CE. **Revista Ciência Agronômica**, v.37, p. 270-278, 2006.
- AGUIAR, M. I.; VALE, N. F. L.; OLIVEIRA, T. S. et al. Produção de serrapilhira e ciclagem de nutrientes em sistemas Agroflorestais. In: **Connepi**, 5, 2011. Natal, Rio grande do Norte.
- ALMEIDA, R. G. de; MEDEIROS, S. R. de. Emissões de gases de efeito estufa em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. Embrapa Gado de Corte. 2013.
- ALVES, B. J. R.; SMITH, K. A.; FLORES, R. A. et al. 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.
- ARAÚJO FILHO, J. A. de. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. Recife, PE: Projeto Dom Helder Câmara, 2013. 200 p.
- ARAÚJO, E. P. de; LOPES, J.R.; CARVALHO FILHO, R. Aspectos socioeconômicos e de evolução do desmatamento na Amazônia maranhense. In: Martins, M. B.; Oliveira, T. G. de. **Amazônia Maranhense: diversidade e conservação** – 328 p.: il. Belém: MPEG, 2011.
- BAGGS, E. M.; CHEBIL, J.; NDUFA, J. K. A short-term investigation of trace gas emissions following tillage and no-tillage of agroforestry residues in western Kenya. **Soil e Tillage Reserch**, v. 90, p. 60-76. 2006.
- BALBINO, L. C.; BARCELLOS, A. O.; STONE, L. F. (Ed.), **Marco referencial: integração lavoura-pecuária-floresta**, Brasília: Embrapa, 2011.
- BALOTA, E. L. **Manejo e Qualidade Biológica do Solo**. Londrina: Mecen, 2017. 287p.
- BATJES, N. H. Total Carbon and Nitrogen in the Soils of the World. **European Journal of Soil Science**, v. 47, p. 151-163, 1996.

- BORGES, L. da S.; AQUINO, F. C. de; EVANGELISTA, A. F. Integração lavoura-pecuária –revisão. **Revista Eletrônica Nutritime**, v. 13, p. 4535-4541, 2016.
- BOUWMAN, A. F.; FUNG, I.; MATTHEWS, E. et al. Global analysis of the potencial for N₂O production in natural soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 7, p. 557-597, 1993.
- BRASIL. Pretendida contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima. Brasília, DF, 2015. 10 p
- CABRERA, O.; PETRUS, J. K. B.; MARQUES, R. L. O desafio da pós-graduação no portal amazônico maranhense. **Revista Bibliográfica de Geografía y Ciencias Sociales**. Barcelona: Universidade de Barcelona, v. 20, 2015.
- CAMPANHA, M. M.; ARAÚJO, F. S.; MENEZES, M. O. T. et al. Estrutura da comunidade vegetal arbóreo-arbustiva de um sistema agrossilvipastoril, em Sobral – CE. **Revista Caatinga**, v. 24, p. 94-101, 2011.
- CARMO, J. B.; ANDRADE, C. A.; CERRI, C. C. et al. Disponibilidade de nitrogênio e fluxos de N₂O a partir de solo sob pastagem após aplicação de herbicida. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 29, p. 735-746, 2005.
- CARVALHO, J. L. N.; AVANZI, J. C.; SILVA, L. M. N. et al. Potencial de sequestro de carbono em diferentes biomas do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 277-289, 2010.
- CELENTANO, D.; MIRANDA, M. V. C.; MENDONÇA, E. N. **Desmatamento, degradação e violência no "Mosaico Gurupi" - A região mais ameaçada da Amazônia**. Estudos avançados. vol. 32 n.9, São Paulo. 2018.
- COELHO, M. de A. **Geografia do Brasil**. 4ª ed. São Paulo: Editora: Moderna, 1996. 400p.
- CONRAD, R. The global methane cycle: recent advances in understanding the microbial processes involved. **Environmental Microbiology Reports**, v. 1, n. 5, p. 285-292, 2009.
- COSTA, F. S.; BAYER, C.; ZANATTA, J. A. et al. Carbon stock and carbon dioxide emissions as affected by soil management systems in Southern Brazil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 323–332, 2008.
- COUTINHO, R. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, p. 195-203, 2010.

- DERAMUS, H. A.; CLEMENT, T. C.; GIAMPOLA, D. D. et al. Methane emissions of beef cattle on forages: efficiency of grazing management systems. **Journal of Environmental Quality**, v. 32, p. 269-277, 2003.
- DIAS-FILHO, M. B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**. 4. ed. Belém: Ed. do Autor, 2011.
- DUXBURY, J. M. The significance of greenhouse gas from soils of tropical agroecosystems. In: LAL, R.; KIMBLE, J.; LEVINE, E.; STEWART, B. A. (Eds.) **Soil management and greenhouse effect**. Advances in Soil Science, Boca Raton: CRC Lewis Publishers, p. 279-291, 1995.
- ESCOBAR, L. F. **Emissão de gases de efeito estufa em sistemas de manejo em solo do planalto médio do Rio Grande do Sul**. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, 2008.
- FAO – Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Grasslands: enabling their potential to contribute to greenhouse gas mitigation**. Roma. 2007.
- FEIGL, B. J.; BERNOUX, M.; CERRI, C. C. et al. O efeito da sucessão floresta/pastagem sobre o estoque de carbono e o fluxo de gases em solos da Amazônia. In: LIMA, M. A. de; RODRIGUES, O. M.; MIGUEZ, J. D. G. (Ed.). **Mudanças climáticas globais e a agropecuária brasileira**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2001. p. 257-271.
- FONTOURA, S. M. V.; BAYER, C. Adubação nitrogenada para alto rendimento de milho em plantio direto na região centro-sul do Paraná. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.33, p. 1721-1732, 2009.
- FRANCHINI, J. C.; DEBIASI, H.; WRUCK, F. J. et al. Integração Lavoura-Pecuária: alternativa para diversificação e redução do impacto ambiental do sistema produtivo no Vale do Rio Xingu. Londrina: Embrapa Soja, 2010. 20 p.
- FREITAS, R. A. C.; SIZENANDO FILHO, F. A.; MARACAJÁ, P. B. et al. Estudo florístico e fitossociológico Do Extrato Arbustivo-Arboreo de Dois Ambientes Em Messias Targino Divisa RN/PB. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 7, n. 2, 2007.
- GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Uso de dejetos de animais em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; AITA, C. et al. (Eds.). **Manejo de Sistemas Agrícolas: Impacto no Seqüestro de C e nas Emissões de Gases de Efeito Estufa**. Porto Alegre: Genesis, cap. 8, p. 171-199, 2007.

- GOMES, J. **Emissão de gases do efeito estufa e mitigação do potencial de aquecimento global por sistemas conservacionistas de manejo do solo.** 126 f. Tese (Doutorado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2006.
- GREGORICH, E. G.; ROCHETTE, P.; HOPKINS, D. W. et al. Tillage-induced environmental conditions in soil and substrate limitation determine biogenic gas production. **Soil Biology; Biochemistry**, v. 38, p. 2614–2628, 2006.
- GRIFFITH, D. Agroforestry: a refuge for tropical biodiversity after fire. **Conservation Biology**, v. 14, n. 1, p. 325-326, 2000.
- HARRISON, R.; WEBB, J. A review of the effect of N fertilizer type on gaseous emissions. **Advances in Agronomy**, v. 73, p. 65-108, 2001
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Pecuária no Maranhão.** Base de dados online do IBGE. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/pesquisa/18/0>>. Acesso em: 05 jul. 2019.
- INSAM, H. Developments in soil microbiology since the mid 1960s. **Geoderma**, v. 100, n. 3, p. 389-402, 2001.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Resolução nº 05, de 10 de Outubro de 2002.** Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 11 out. 2002. Seção 1, p. 48-65. Disponível em: <ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2017/estimativa_dou_2017.pdf>. Acesso em: 08 jul. 2019.
- IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. United Nations Environment Programmers. **Assessment report 4; Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** Geneva, 2007.
- JANTALIA, C.P.; SANTOS, H.P.; URQUIAGA, S. et al. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 82, p. 161-173, 2008.
- LAL, R. Potential of desertification control to sequester carbon and mitigate the greenhouse effect. **Climate Change**, v. 51, p. 35-72, 2001.

- LEAL, I. R.; SILVA, J. M. C. da; TABARELLI, M. et al. Mudando o curso da conservação da biodiversidade na Caatinga do Nordeste do Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, p. 139–146, 2005.
- LEITE, L. F. C.; PORFÍRIO-DA-SILVA, V.; MADARI, B. E. et al. O potencial de seqüestro de carbono em sistemas de produção integrados: a integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). In: ENCONTRO NACIONAL DE PLANTIO DIRETO NA PALHA, 12. Foz do Iguaçu. **Anais...** Ponta Grossa: FEBRAPDP, 2010. p.69-76.
- LIMA, M. A. Agropecuária brasileira e as mudanças climáticas globais: caracterização do problema, oportunidades e desafios. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v.19, p.451-472, 2002.
- LIU, X. J.; MOSIER, A. R.; HALVORSON, A. D. et al. Dinitrogen and N₂O emissions in arable soils: Effect of tillage, N source and soil moisture. **Soil Biology ; Biochemistry**, v. 39, p. 2362–2370, 2007.
- LONGO, R.M.; RIBEIRO, A.I.; MELO, W.J.de. Uso da adubação verde na recuperação de solos degradados por mineração na floresta amazônica. **Bragantia**, Campinas, v. 70, n. 1, p.139-146, 2011.
- MACEDO, M.C.M. Integração lavoura e pecuária: o estado da arte e inovações tecnológicas. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.38, p.133-146, 2009.
- MAPA. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2012. Disponível em: > <http://www.agricultura.gov.br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/acoes-do-plano>< Acesso em: 08 jul. 2019.
- MCT. Ministério da Ciência e Tecnologia. Segundo Inventário Brasileiro de emissões antrópicas de gases de efeito estufa. Relatório de Referência: EMISSÕES DE ÓXIDO NITROSO DE SOLOS AGRÍCOLAS E DE MANEJO DE DEJETOS, 2010.
- MENDES, M. M. S.; CAVALCANTE, A. C. R.; FERNANDES, F. É. P. et al. Comportamento fisiológico e produtivo do Milho (*Zea mays L.*) em sistema agroflorestal. Comunicado Técnico 138. ISSN 1676-7675. 2014.
- MMA, M. D. M. A. Convenção das Nações Unidas de combate à desertificação, nos Países afetados por Seca Grave e/ou Desertificação, particularmente na África. Brasília, DF: MMA: 7-11 p. 1998.
- MOJEREMANE, W.; REES, R. M.; MENCUCCINI, M. The effects of site preparation practices on carbon dioxide methane and nitrous oxide fluxes from a peaty gley soil. **Forestry**, v.19, p.1- 15, 2011.
- MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do solo**. 2 ed. Lavras: Editora UFLA, 2006. 729 p

- MOSIER, A.; WASSMANN, R.; VERCHOT, L. et al. Methane and nitrogen oxide fluxes in tropical agricultural soils: sources, sinks and mechanisms. **Environment, Development and Sustainability**, v. 6, p. 11–49, 2004.
- NASCIMENTO, J. B.; CARVALHO, G. D.; CUNHA, E. Q. et al. Determinação da biomassa e atividade microbiana do solo sob cultivo orgânico do feijoeiro-comum em sistemas de plantio direto e convencional após cultivo de diferentes espécies de adubos verdes. **Revista Brasileira de Agroecologia**, v. 4, n. 2, 2009.
- OLIVEIRA, W. R. D. de; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M. de. et al. Dynamics of soil microbiological attributes under integrated production systems, continuous pasture, and native Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1501-1510, 2016.
- PAZINATO, J. M. **Isolamento e identificação de micro-organismos metanogênicos em solos de Terra Preta Antropogênia (TPA) e de várzea (Gleissolos) da Amazônia Oriental**. Tese (Doutorado), ESALQ – Piracicaba, 2007.
- PORRO, R. A economia invisível do babaçu e sua importância para meios de vida em comunidades agroextrativistas. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Humanas**. v. 14, n. 1, p. 169-188, 2019.
- PREZOTTI, L. C.; GUARÇONI M. **Guia de interpretação de análise de solo e foliar**. Vitória, ES: INCAPER, 2013. 104 p.
- RAIJ, B. V. **Avaliação da fertilidade do solo**. Piracicaba: Instituto da Potassa & Fosfato: Instituto Internacional da Potassa, Piracicaba - SP, 1983. 142p. 2ed.
- SANTIN, R. C.; DEON, M. D.; BLUM, J. et al. Variação ao longo de um dia das emissões de gases de efeito estufa de um solo sob pastagem e irrigado com efluente de esgoto tratado. **Anais... Fertbio**. 2012.
- SIGNOR, D.; CERRI, C.E.P. Nitrous oxide emissions in agricultural soils: a review. **Pesquisa Agropecuária Tropical**. v. 43, n. 3, p. 322-338, 2013.
- SILVA, R. A.; CRESTE, J. E.; MEDRADO, M. J. S. et al. Sistemas integrados de produção – O novo desafio para a agropecuária brasileira. **Colloquium Agrariae**, v. 10, p. 55-68, 2014.
- SISTEMA IBGE DE RECUPERAÇÃO AUTOMÁTICA – SIDRA. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/Tabela/6782#resultado> Acessado em 14 de jul. 2018.

- SMITH, K. A.; BALL, T.; CONEN, F. et al. Exchange of greenhouse gases between soil and atmosphere: interactions of soil physical factors and biological processes. **European Journal of Soil Science**, v. 54, p. 779–791, 2003.
- SOUSA, F. P.; FERREIRA, T. O.; MENDONÇA, E. S. et al. Carbon and nitrogen in degraded Brazilian semi-arid soils undergoing desertification. **Agricole Ecosystem Environ**, v. 148, p. 11–21, 2012.
- TRANNIN, I. C. de B.; SIQUEIRA, J. O.; MOREIRA, F. M. de S. Características biológicas do solo indicadoras de qualidade após dois anos de aplicação de biossólido industrial e cultivo de milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.31, p.1173-1184, 2007.
- TSUKAMOTO FILHO, A. A.; COUTO, L.; NEVES, J. C. L.; PASSOS, C. A. M. et al. Fixação de carbono em um sistema agrissilvipastoril com eucalipto na região do Cerrado de Minas Gerais. **Revista Agrossilvicultura**, v.1, p. 29-41, 2004.
- VARGA, I. V. D. A insustentável leveza do estado: devastação, genocídio, doenças e miséria nas fronteiras contemporâneas da Amazônia, no Maranhão. **Acta Amazônica**, vol. 38, p. 85–100, 2008.
- VERCHOT, L. V., DAVIDSON, E. A., CATTANIO, J. H. et al. Land-use change and biogeochemical controls of methane fluxes in soil of eastern Amazonia. **Ecosystems**, v. 3, p. 41-56, 2000.
- VILELA, L.; MARTHA JÚNIOR, G. B.; MARCHÃO, R. L. et al. Integração lavoura-pecuária, In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. de (Ed) **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**, Planaltina: Embrapa Cerrados. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, p. 931-962, 2008.
- VINTEN, A. J.; BALL, B. C.; O’SULLIVAN, M. F. et al. The effects of cultivation method, fertilizer input and previous sward type on organic C and N storage and gaseous losses under spring and winter barley following long-term leys. **Journal of Agricultural Science**, v.139, p. 231-243, 2002.
- WRUCK, F. J.; BEHLING, M.; ANTONIO, D. B. A. Sistemas integrados em Mato Grosso e Goiás. In: **Sistemas agroflorestais: a agropecuária sustentável**. Brasília: Embrapa, 2015.
- XU, H.; CAI, Z. C.; TSURUTA, H. Soil moisture between rice-growing seasons affects methane emission, production and oxidation. **Soil Science Society America Journal**, v.67, n.4, p.1147, 2003.
- YANG, S. S., CHANG, H. L. Effect of green manure amendment and flooding on methane emission from paddy fields. **Chemosphere – Global Change Science**, v.3, n.1, p.41-49, 2001.

YU, K. W.; WANG, Z. P.; VERMOESEN, A. et al. Nitrous oxide and methane emissions from different soil suspensions: effect of soil redox status. **Biolog y and Fertlity of Soils**, v. 34, p. 25-30, 2001.

ZOTARELLI, L.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. et al. Impact of Tillage and Crop Rotation on Aggregate-Associated Carbon in Two Oxisoils. **Soil Science Society America Journal**, v. 69, p. 482-491, 2005.

**3. EMISSÃO DE GASES DE EFEITO ESTUFA E QUALIDADE DO SOLO EM SISTEMAS
INTEGRADOS DE PRODUÇÃO NA AMAZÔNIA MARANHENSE**

1 **Emissão de gases de efeito estufa e qualidade do solo em sistemas integrados de**
2 **produção na Amazônia maranhense**

3 Resumo - A conversão de áreas nativas com o corte e queima de vegetação seguida do cultivo
4 do solo resultam em mudanças na dinâmica da matéria orgânica do solo provocando
5 alterações nas emissões dos gases causadores de efeito estufa (CO₂, CH₄, N₂O), os quais estão
6 associados à elevação da temperatura média do planeta Terra. O objetivo deste estudo foi
7 avaliar a emissão de gases de efeito estufa (GEE) em dois sistemas integrados de produção e
8 pastagem degradada, assim como a capacidade destes em aprimorar as características
9 biológicas e químicas do solo para fins de mitigação de GEE comparado com pastagem
10 degradada (referência), na Amazônia maranhense. O experimento foi realizado na Unidade de
11 Referência Tecnológica de Integração Lavoura-Pecuária-Floresta da Embrapa Cocais, em
12 Pindaré-Mirim, MA, em um Plintossolo Háptico. Foram avaliados 3 sistemas de uso do solo:
13 milho consorciado com forrageira (*Urochloa brizantha* cv. Marandú) entre renques de
14 eucalipto (1); milho consorciado com forrageira (*Megathyrsus maximus* cv. Massai) (2); e
15 pastagem degradada (3) (tratamento referência), com 4 repetições. As coletas dos GEE foram
16 realizadas imediatamente após a colheita dos grãos nas áreas dos sistemas integrados de
17 produção. A determinação das concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O nas amostras foi realizada
18 por cromatografia gasosa. As amostras de solo para determinação dos atributos químicos e
19 biológicos foram coletadas na profundidade 0-10 cm. A pastagem degradada apresentou
20 maiores valores de emissões dos GEE. Os sistemas integrados de produção apresentaram
21 fluxos negativos de metano, o que caracteriza efeito mitigatório dos mesmos. O sistema ILPF
22 – Eucalipto, milho consorciado com *Urochloa brizantha* cv. Marandú demonstrou ser a melhor
23 opção para melhoria das características biológicas do solo, bem como a mitigação dos GEE.

24
25 Termos para indexação: ILPF, dióxido de carbono, metano, óxido nitroso, matéria
26 orgânica.

27
28 **Emission of greenhouse gases and soil quality in integrated production systems in the**
29 **Maranhão Amazon**

30 Abstract – The conversion of native areas with the slash and burning of vegetation followed
31 by soil cultivation results in changes in the dynamics of soil organic matter. By causing
32 changes in the emissions of greenhouse gases (CO₂, CH₄, N₂O) associated with the rise in the

33 average temperature of the planet Earth. The objective of this study was to evaluate the
34 emission of greenhouse gases in two integrated systems of production and degraded pasture,
35 as well as their capacity to improve biological and chemical characteristics of the soil for the
36 purpose of greenhouse gases (GHG) mitigation compared to degraded pasture (reference) in
37 the Amazon biome, Maranhão State, Brazil. The experiment was carried out at the
38 Technological Reference Unit Integrated Crop-Livestock-Forestry (ICLF) of Embrapa Cocais,
39 in Pindaré-Mirim (MA), in a Haplic Plintisol. Three soil use systems were evaluated: maize
40 intercropped with forage (*Urochloa brizantha* cv. Marandú) between eucalyptus trees (1);
41 maize intercropped with forage (*Megathyrsus maximus* cv. Massai) (2); and degraded pasture
42 (3) (reference treatment), with 4 replicates. The GHG were sampled immediately after
43 harvesting the grains in the integrated production systems areas. The determination of the
44 concentrations of CO₂, CH₄ and N₂O in the samples was performed by gas chromatography.
45 Soil samples for determination of chemical and physical attributes were collected at depth 0-
46 10 cm. The degraded pasture presented higher values of GHG emissions. The integration
47 systems presented negative methane fluxes, which characterizes their mitigating effect. The
48 ICLF system with Eucalyptus, maize consociated with *Urochloa brizantha* cv. Marandú was
49 the best option for improving the soil's biological characteristics, as well as mitigating GHG.

50

51 Terms for indexing: ICLF, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, organic matter.

52

53

1. Introdução

54 A produção sustentável de alimentos como carne, leite e grãos tornou-se um anseio
55 mundial. Em regiões da Amazônia, como o município de Pindaré-Mirim, o tema ganha
56 destaque devido ao desmatamento, à pecuária extensiva e a prática da monocultura,
57 contribuindo para a degradação do solo e aumento nas emissões de gases de efeito estufa
58 (GEE).

59 O Maranhão apresenta o segundo maior rebanho bovino comercial do Nordeste, com
60 7.687.695 milhões de cabeças (IBGE, 2017). A prática dessa atividade agropecuária trouxe
61 como consequência negativa a proliferação das áreas de pastagens degradadas ou em
62 degradação no Brasil.

63 Dias-Filho (2014) estimou que, aproximadamente 70% do total das áreas de pastagem
64 existentes no País sejam pastagens degradadas ou em degradação, de modo que a maior
65 concentração dessas áreas estaria nas regiões de fronteira agrícola (Norte, Centro-Oeste e

66 Nordeste). Degradação de pastagens é o processo evolutivo da perda de vigor, de
67 produtividade, da capacidade de recuperação natural das pastagens para sustentar os níveis de
68 produção e qualidade exigidos pelos animais (Dias-Filho, 2011). Pastagens degradadas
69 ensejam baixa produtividade forrageira e diminuição da matéria orgânica do solo e,
70 conseqüentemente, menor produtividade animal. Essas características contribuem para o
71 aumento da emissão de GEE.

72 Em 2018, o Brasil assumiu na 24^a Conferência das Nações Unidas sobre Mudanças
73 Climáticas (COP 24) o compromisso de reduzir 37% (trinta e sete por cento) das emissões de
74 GEE, até o ano de 2025 e uma redução de 43% (quarenta e três por cento), até o ano de 2030,
75 em comparação com o que o País emitiu em 2005, ano base para os cálculos. Para alcançar
76 essa meta, o governo brasileiro comprometeu-se em fortalecer o Plano de Agricultura de
77 Baixa Emissão de Carbono (Plano ABC), o qual contempla a recuperação de pastagens
78 degradadas e a adoção de sistemas integrados de produção como medida mitigatória, dentre
79 os quais serão inseridos a restauração adicional de 15 milhões de hectares de pastagens
80 degradadas e incremento de 5 milhões de hectares de sistemas de integração Lavoura-
81 Pecuária-Floresta (ILPF) até o ano de 2030 (BRASIL, 2018).

82 Neste cenário, os sistemas de ILPF apresentam-se como estratégia para atingir essa meta,
83 por contribuir ao maior aporte e estoque de carbono quando comparado aos sistemas
84 convencionais e tradicionais (SILVA, et al., 2014). Identificar um bom sistema de manejo do
85 solo que garanta bons níveis produtivos na agricultura e na pecuária e, principalmente,
86 melhore os atributos do solo e minimize a emissão de GEE é de fundamental importância para
87 contornar o problema da degradação das pastagens.

88 Nesse sentido, os sistemas de integração, sejam eles: Integração Lavoura-Pecuária (ILP) ou
89 agropastoril, Integração Pecuária-Floresta (IPF) ou silvipastoril, Integração Lavoura-Floresta
90 (ILF); Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) ou agrossilvipastoril são opções de
91 manejo dos recursos naturais para uma exploração mais sustentável, levando em consideração
92 sua importância econômica e ecológica (CAMPANHA et al. 2011). Além disso, com a
93 adoção da ILPF, pode-se reduzir a erosão e perda de fertilidade dos solos e redução nas perdas
94 de água e nutrientes, aumentar a biodiversidade, ciclagem de nutrientes, promover o uso
95 eficiente de matéria orgânica, minimizando a degradação do solo (Borges et al., 2016).

96 Nesse contexto, objetivou-se com este trabalho avaliar o fluxo de gases de efeito estufa em
97 dois sistemas integrados de produção em comparação com pastagem degradada, assim como a
98 capacidade destes em aprimorar as características biológicas e químicas do solo para fins de
99 mitigação de gases de efeito estufa na Amazônia maranhense.

100

101

2. Material e Métodos

102 O estudo foi realizado em uma Unidade de Referência Tecnológica (URT) de ILPF, da
 103 Embrapa Cocais, em um Plintossolo Háptico (Embrapa, 2006), com textura média. As áreas
 104 experimentais estão localizadas na fazenda Muniz, município de Pindaré-Mirim, no estado do
 105 Maranhão (3°46'13.3"S 45°29'46.6"W, altitude média de 38 m), localizado dentro dos limites
 106 da Amazônia Legal brasileira, conforme a Lei nº 5.173, de 27 de outubro de 1966 (Brasil,
 107 1966). Nas Tabelas 1 e 2 estão apresentados os valores da análise química e granulométrica
 108 (respectivamente) do solo anteriormente a implantação dos sistemas de integração da URT de
 109 ILPF – Fazenda Muniz.

110 **Tabela 1.** Caracterização da fertilidade do solo sob diferentes sistemas de manejo na URT de
 111 ILPF em Pindaré-Mirim, MA, camada 0-10cm.

Ambientes	pH	P	K	Na	Ca	Mg	Al	H+Al	SB	CTC
	-	mg dm ⁻³	----- cmol _c dm ⁻³ -----							
ILPF	4,4	2	0,53	-	2,2	3,2	-	2,9	5,93	8,83
ILP	4,6	2	0,44	0,74	3,2	1,3	-	2,3	5,68	7,98
Past	4,4	2	0,53	-	2,2	3,2	-	2,9	5,93	8,83

112 ILPF: Sistema de integração eucalipto, milho e capim; ILP: Sistema de integração milho e capim;
 113 Past: Sistema referência pastagem degradada. Adaptado de Reis (2018).

114

115 **Tabela 2.** Caracterização da textura do solo sob diferentes sistemas de manejo na URT de
 116 ILPF em Pindaré-Mirim (MA), na camada de 0-10cm, expresso em g kg⁻¹.

Ambientes	Granulometria		
	(g kg ⁻¹)		
	Areia	Argila	Silte
ILPF	50,8	15,4	33,8
ILP	53	17,0	30,0
Past	46,8	16,5	36,7

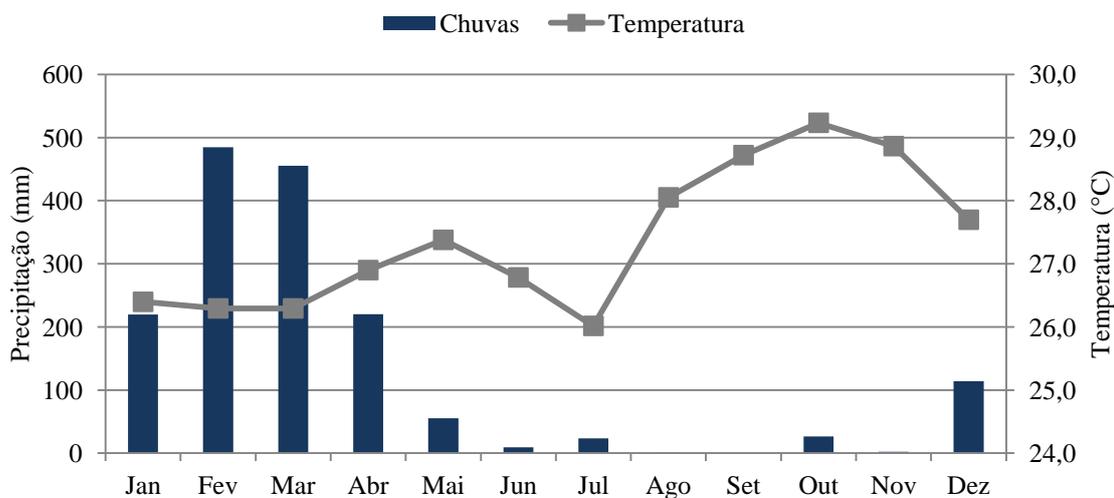
117 ILPF: Sistema de integração eucalipto, milho e capim; ILP: Sistema de integração milho e capim;
 118 Past: Sistema referência pastagem degradada. Adaptado de Reis (2018).

119

120 O clima regional segundo a classificação de Koeppen (1948) é Aw (quente e úmido), com
 121 temperatura média anual de 26 °C (GEPLAN, 2002) e duas épocas bem definidas, sendo:
 122 período chuvoso, que vai de janeiro a julho, e período seco, que vai de agosto a dezembro.

123 As coletas de solo para análises químicas e biológicas e as coletas de gases emitidos pelo
 124 solo foram procedidas no período de transição para o período seco, no mês de agosto de 2017.

125 Não houve precipitação durante os dias em que se procedeu a avaliação. A temperatura média
 126 no mês de coletas foi de 28 °C (Figura 1).



127

128 **Figura 1.** Dados pluviométricos registrados durante a coleta de dados em 2017.

129 Fonte: NUGEO (2017).

130 Foram avaliados três sistemas de manejo do solo: (1) milho consorciado com capim
 131 Marandú e eucalipto em disposição do tipo aleias (renques) (ILPF); (2) milho consorciado
 132 com capim Massai (ILP) e (3) pastagem degradada (Past) (Figura 2 e Quadro 1).



133 **Figura 2.** Unidade de Referência Tecnológica de ILPF (URT). Imagem dos diferentes sistemas
 134 integrados de produção e pastagem degradada, localizado no município de Pindaré-Mirim, MA. Fonte:
 135 Autor da pesquisa. Google Earth, imagem referente a 03 de Maio de 2019.

136

137 **Quadro 1.** Descrição e histórico dos diferentes usos da terra avaliados em Pindaré-Mirin, MA.

Ambientes	Histórico
-----------	-----------

Sistema Integrado Milho/Eucalipto (ILPF)	Área de 3,5 ha, em segundo ano de lavoura (2016 e 2017), onde foi cultivado o milho (híbrido KWS 9304 - para milho grão; e AG1051 – para milho verde), em sistema de plantio direto, espaçado a 0,6 m x 0,3 m com estande de 66.600 plantas/ha, em consórcio com a pastagem (<i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandu). O componente arbóreo é representado pelo eucalipto (<i>Eucalyptus grandis</i>) (3m x 2m em fileiras duplas e 28 m entre renques). Esse sistema foi implantado em fevereiro de 2016. Antes da implantação, a área foi cultivada com <i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandú por cerca de 14 anos. Não houve presença de animais em pastejo durante o período experimental. A produtividade de milho (grão) na safra 2016/2017 foi de 8.580 kg ha ⁻¹ .
Sistema Integrado Milho/Capim (ILP)	Área de 3,0 ha onde foi cultivado milho (Dow Herculex), no espaçamento de 0,5 m x 0,25 m, com estande de 83.000 plantas/ha em consórcio com capim massai (<i>Megathyrsus maximus</i>). O sistema integrado foi implantado em janeiro de 2017. Antes disso, a área foi cultivada por cerca de 14 anos com <i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandú. Durante o experimento não houve entrada de animais. A produtividade de milho desse sistema foi de 9.780 kg ha ⁻¹ na colheita de 2016/2017.
Pastagem degradada (Past)	Área de 3,0 ha cultivada com <i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandú, com mais de 14 anos de implantação, utilizada para pastejo mantendo-se uma taxa de lotação de 0,5 UA/ha. Presença de plantas invasoras com grande predominância de “barba de bode”. Esse uso representa o estágio anterior das áreas ILPF e ILP antes da implantação desses sistemas integrados, sendo, portanto, tomada como referência para as comparações desse.

138

139 O delineamento experimental aplicado foi inteiramente casualizado, com quatro
140 repetições, pois os sistemas estavam instalados em uma mesma classe de solo, assumindo as
141 limitações de extrapolações e definições de pseudorepetições reportadas em Tonucci *et al.*
142 (2011).

143 O preparo do solo das áreas mencionadas, exceto pastagem, se deu por meio de única
144 aração (arado de disco) e gradagem (grade niveladora), com a finalidade de incorporação do
145 calcário, sem a necessidade da segunda gradagem, uma vez que se utilizou uma plantadeira de
146 plantio direto. Aplicou-se em todas as áreas, exceto na pastagem degradada, 1,8 Mg ha⁻¹ de
147 calcário dolomítico. O plantio de milho foi realizado na palha do capim Marandú (*Urochloa*
148 *brizantha*) que foi dessecada com o herbicida Glifosato, na dose de 4,5 L ha⁻¹ e adesivo para
149 secagem, na dosagem de 0,9 L ha⁻¹.

150 A adubação do milho nas duas áreas foi realizada da seguinte forma: fundação com 400 kg
151 ha⁻¹ de NPK na formulação 05-30-15; primeira adubação de cobertura com 200 kg ha⁻¹ da
152 formulação 36-00-30, após 10 dias da emergência do milho; segunda adubação de cobertura
153 com 200 kg ha⁻¹ do formulado 36-00-30, 20 dias após a primeira adubação de cobertura.

154 O capim Braquiarião (*Urochloa brizantha* cv. Marandú) foi cultivado na proporção de 10
155 kg ha⁻¹ em reservatório próprio na plantadeira, em semeadura simultânea a do milho, sem a
156 necessidade da mistura com o adubo. Com relação ao capim massai (*Megathirsus maximum*
157 cv. Massai), foi misturado previamente aos 400 kg ha⁻¹ de adubo NPK (05-30-15) e plantado
158 simultaneamente ao milho. Para o componente arbóreo eucalipto, foi aplicado 0,075 kg de
159 fosfato em 0,30 m de profundidade e 0,15 kg de adubo do formulado 36-00-30.

160 Em 15 dias após a emergência do milho houve aplicação dos herbicidas pós-emergentes
161 Atrazina e Nicosulfuron, com uma dosagem de 3,0 e 0,5 L ha⁻¹, respectivamente, foi realizado
162 para o controle inicial da pastagem e desenvolvimento de ervas daninhas de folhas largas. Nos
163 25 dias após emergência, foram aplicados 3,5 L ha⁻¹ de adubo foliar Grap Nitro, 0,35 L ha⁻¹ de
164 Ábaco fungicida de forma preventiva e 1,5 L ha⁻¹ do inseticida Bazuka para controle de
165 lagartas.

166 As coletas dos GEE foram realizadas imediatamente após a colheita dos grãos nas áreas de
167 sistemas integrados, simultaneamente na pastagem degradada. O evento de amostragem
168 ocorreu durante os dias 17 e 18 de agosto de 2017.

169 As avaliações dos fluxos de gases foram realizadas com o uso de câmaras estáticas de
170 acordo com as recomendações do protocolo para medição de fluxos de GEE do solo e
171 elaboração das câmaras estática de medição descrito por Steudler et al. (1991).

172 Foram implantadas quatro unidades amostrais (câmaras) no sistema controle pastagem
173 degradada, quatro no sistema ILP, e oito unidades no sistema ILPF (4 nos espaços de milho e
174 capim e 4 entre os renques de eucalipto) totalizando assim 16 unidades amostrais.

175 As câmaras utilizadas são constituídas por duas partes: uma base de aço galvanizado de
176 formato retangular parcialmente enterrada no solo (aproximadamente 5 cm de profundidade) e
177 uma tampa de plástico com as seguintes dimensões: 25x39x59cm, também retangular
178 revestida com manta térmica aluminizada. As bases foram instaladas no solo 24 horas antes
179 do início da coleta dos gases e permaneceram no campo durante todo o período de avaliação
180 (Steudler et al. 1991). No momento da coleta, encaixou-se a tampa sobre a base e apoiada
181 sobre uma canaleta localizada na borda externa da base. A vedação entre a tampa e a base foi
182 feita adicionando-se cuidadosamente uma pequena quantidade de água no interior da canaleta.

183 Cada câmara tinha em sua extremidade superior um orifício para coleta das amostras de
184 gases e um termômetro digital para registro da temperatura interna durante a coleta. Após o
185 fechamento da câmara foram coletadas amostras dos gases emitidos pelo solo em quatro
186 intervalos de tempo: no momento do encaixe da tampa sobre a base (tempo zero), aos 10, 30 e
187 45 minutos após o fechamento da câmara. As amostras foram coletadas em seringas de

188 polipropileno de 50 mL e imediatamente transferidas para frascos de vidro (vials) evacuados
189 (80 Kpa) e lacrados com septo de borracha.

190 A determinação das concentrações de CO₂, CH₄ e N₂O nas amostras foi realizada por
191 cromatografia gasosa, no laboratório de cromatografia da Embrapa Semiárido, em
192 cromatógrafo Agilent 7890A, equipado com detector FID para determinação das
193 concentrações de CO₂ e CH₄ nas amostras e com detector μECD para determinação das
194 concentrações de N₂O. A taxa de variação da concentração dos gases no interior da câmara foi
195 utilizada para calcular o fluxo de emissão dos GEE, pela fórmula:

$$196 F(\mu\text{g C} - \text{CO}_2/\text{N} - \text{N}_2\text{O}/\text{N} - \text{CH}_4 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}) = (\Delta C/\Delta t) * (m/V_m) * V/A$$

197 Onde, $\Delta C/\Delta t$ é a taxa de variação do gás dentro da câmara em determinado tempo
198 (ppm/hora); m é a massa molecular de cada gás (g); V_m é o volume molecular do gás (1 mol
199 ocupa 22,4 L nas condições normais de temperatura e pressão); V é o volume da câmara
200 (76,81L); A é a área da câmara (0,22m²). O volume molecular dos gases é corrigido em
201 função da temperatura no interior da câmara durante a amostragem, ao multiplicar 22,4 por
202 (273 + T /273), sendo T a temperatura média no interior da câmara (°C).

203 Concomitantemente às coletas de gases, foram coletadas amostras de solo (0-10 cm de
204 profundidade) próximas às câmaras. Nessas amostras foram determinados os teores de nitrato
205 e amônio, conforme Cantarella & Trivelin (2001), que consiste na extração com KCl 1 mol L⁻¹,
206 seguida por destilação em microdestilador Kjeldahl e subsequente titulação do destilado.
207 Nessas mesmas amostras também foi determinado o valor de pH do solo, em água, conforme
208 Embrapa (1997).

209 Para o fracionamento físico e químico da matéria orgânica do solo e determinação dos
210 atributos biológicos, em todas as áreas foram abertas, aleatoriamente, quatro trincheiras de
211 meio metro quadrado por meio metro de profundidade. Ao redor de cada trincheira, em todas
212 as direções cardiais, foram marcados doze pontos equidistantes para coleta de amostras
213 deformadas (0-10 cm de profundidade). Essas doze amostras deformadas foram combinadas
214 em uma amostra composta, as quais foram passadas em peneira com malha de 2 mm e
215 armazenadas sob refrigeração (5 a 10°C) até ao momento das análises microbiológicas. No
216 sistema ILPF, os pontos de coletas de amostras simples foram realizados próximos à projeção
217 da copa dos eucaliptos, em torno de 1,5 m.

218 Os atributos microbiológicos avaliados nessas amostras foram: teores de carbono e
219 nitrogênio da biomassa microbiana e respiração basal. A biomassa microbiana foi
220 determinada por irradiação-extração (Ferreira et al., 1999). A respiração basal do solo foi
221 determinada por meio da quantificação de CO₂ liberado após 7 dias de incubação em

222 condições aeróbias, sendo a primeira determinação realizada no terceiro dia, a segunda no
223 sexto e a terceira no sétimo dia conforme descrito em Alef (1995) e adaptado pela Embrapa
224 (2007).

225 Para o fracionamento físico da matéria orgânica foram pesadas em Erlenmeyer, 20 g de TFSA
226 passada na peneira de 2 mm e adicionado 100 ml da solução NaOH a 0,1 mol L⁻¹ como agente
227 dispersante e posterior agitação em mesa agitadora por 3 horas. Após esse processo, o material foi
228 passado em peneira de 0,053 mm com várias lavagens em água corrente a fim eliminar a matéria
229 orgânica (MO) e em seguida o material foi transferido para cápsulas de alumínio devidamente
230 identificadas e submetidas à temperatura de 60°C em estufa de circulação de ar até a retirada total
231 da umidade. Após a secagem o material foi moído, passado em peneira de 60 mesh e pesado 2,0g
232 deste solo em tubos de digestão, seguiu-se o mesmo procedimento de extração e titulação do
233 carbono orgânico total (COT), realizando quatro brancos, sendo dois aquecidos e dois não
234 aquecidos, de acordo com descrito por Embrapa, 1997.

235 De posse dos resultados realizou-se análise multivariada por meio da técnica de análise dos
236 componentes principais (ACP), apresentada por meio de gráficos biplot (Kroonenberg, 1997).
237 Estes foram elaborados considerando os dois primeiros componentes principais com as
238 maiores variâncias e os autovalores maiores que 1,0 (Moraaguilheira et al., 1993). Além
239 disso, procedeu-se análise de correlação de Pearson. Para esta empregou-se a classificação de
240 interpretação conforme os coeficientes de correlação de Pearson (r): insignificante (0,0-0,3);
241 baixa (0,31-0,50), moderada (0,51-0,70), alta (0,71-0,90) e muita alta (0,91-1,0) (Mukaka,
242 2012). As análises foram realizadas com auxílio do software R (R Core Team, 2014).

243

244

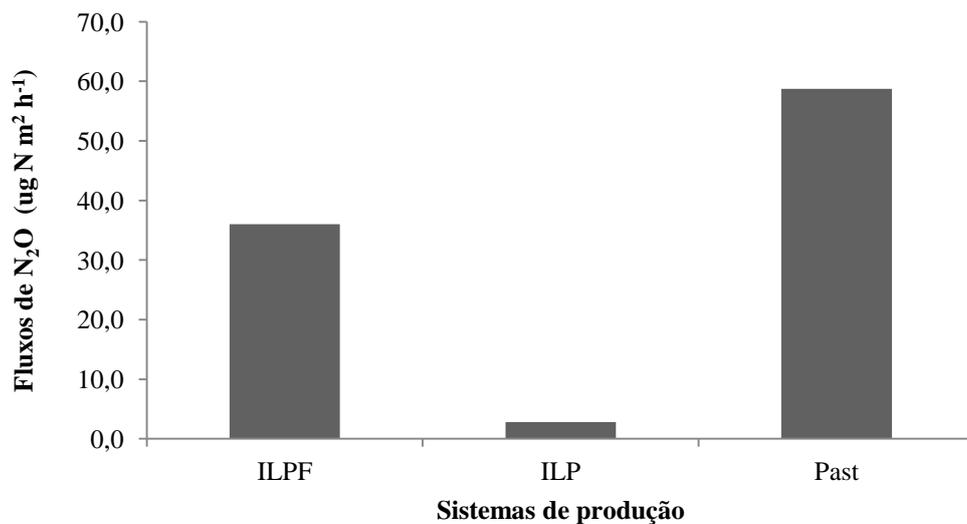
3. Resultados e Discussão

245 Os maiores valores de fluxos dos GEE foram registrados para pastagem degradada (Figura
246 3 e 4). O fluxo de N₂O nessa área de referência foi de 58,7 µg N m⁻² h⁻¹, ou seja, cerca de 1,6
247 vezes maior do que encontrado em sistema ILPF (36 µg N m⁻² h⁻¹) e vinte vezes maior ao
248 encontrado para o sistema ILP (2,8 µg N m⁻² h⁻¹) (Figura 3). Esses resultados estão próximo
249 aos observados por Piva (2010) e Siqueira Neto et al. (2011) em condições de clima e cultura
250 semelhantes.

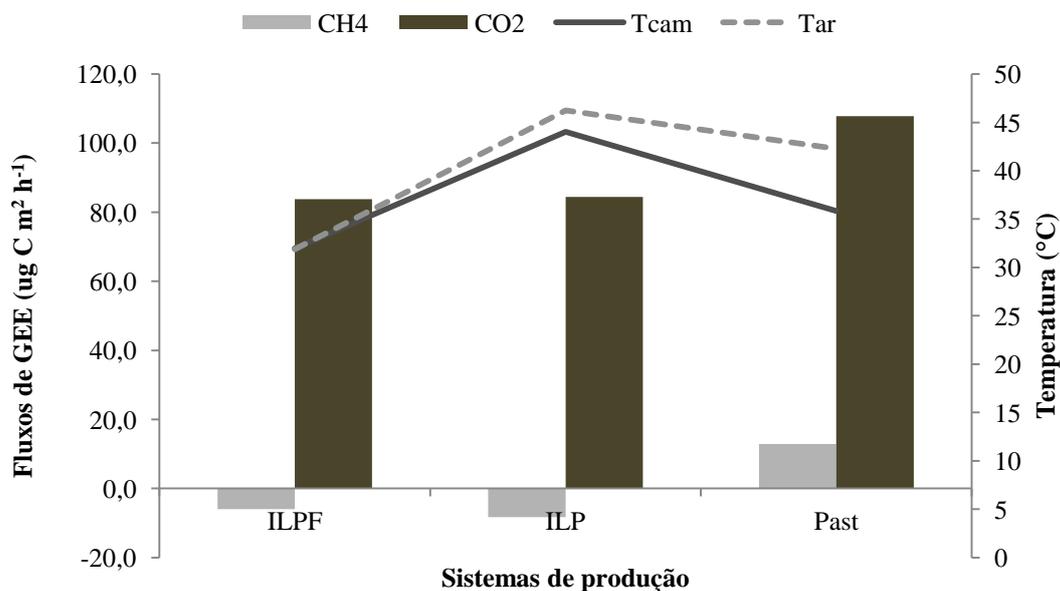
251 A formação de N₂O no solo ocorre durante o processo incompleto de desnitrificação do N-
252 NO₃⁻ e, simultaneamente, durante o processo de mineralização das formas orgânicas do N do
253 solo (Bouwman, 2010). Pode ter ocorrido uma maior mineralização do N da matéria orgânica,
254 devido na área de pastagem o solo (que não foi preparado) ter maior quantidade de sítios
255 anaeróbicos e maior potencial para desnitrificação (Siqueira Neto et al., 2010), provocando
256 maior atividade desses microrganismos, e com isso, aumentando a quantidade de N na forma

257 de NO_3^- e NH_4^+ no solo, essa maior concentração de N-mineral disponível no solo refletiu em
258 maiores emissões de N_2O para atmosfera no sistema Past.

259 O preparo do solo nas áreas ILPF e ILP aumentou a aeração, reduzindo os sítios
260 anaeróbicos e conseqüentemente diminuindo o processo de desnitrificação. Ainda que estes
261 sistemas tenham recebido adubação nitrogenada, o fato de a mesma ter sido realizada de
262 forma parcelada faz com que ocorra sincronismo na liberação do nutriente e demanda da
263 planta, assim, além da diminuição das perdas de N por lixiviação e por volatilização de
264 amônia, estes podem também contribuir para redução da emissão de N_2O para a atmosfera
265 (Azeem et al., 2014; Timilsena et al., 2015).



266
267 **Figura 3.** Fluxos de N_2O ($\mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$) em sistemas integrados de produção e pastagem
268 degradada no município de Pindaré Mirim – MA. ILPF: Sistema de integração eucalipto,
269 milho e capim; ILP: Sistema de integração milho e capim; Past: Pastagem degradada.



270

271 **Figura 4.** Fluxos de CH₄ (μg C m⁻² h⁻¹) e CO₂ (μg C m⁻² h⁻¹) e temperaturas do ar e no interior
272 das câmaras estáticas durante as coletas de gases em sistemas integrados de produção e
273 pastagem degradada no município de Pindaré Mirim – MA. ILPF: Sistema de integração
274 eucalipto, milho e capim; ILP: Sistema de integração milho e capim; Past: Pastagem
275 degradada; Tcam: Temperatura interna da câmara; Tar: Temperatura do ar.

276

277 Os fluxos de CH₄ foram 12,9, -5,9 e -8,2 μg C m² h⁻¹ para os sistemas Past, ILPF e ILP,
278 respectivamente (Figura 4). Observa-se que os sistemas integrados de produção apresentaram
279 fluxos negativos, o que caracteriza consumo de metano no solo. A dinâmica do CH₄ nos solos
280 agrícolas é definida em função das alterações nas comunidades de bactérias metanogênicas e
281 metanotróficas, que atuam como fonte ou dreno de CH₄ da atmosfera, respectivamente (Piva,
282 2010).

283 A maior absorção de CH₄ pelos sistemas de integração ILP e ILPF pode estar associada
284 com melhores condições físicas do solo, como estrutura e maior porosidade, devido ao
285 preparo recente do solo. Solos aerados atuam com sumidouros de CH₄ por meio da oxidação
286 microbiana (Dobbie; Smith, 2003).

287 Muitos trabalhos (Besen, 2015; Zanatta et al., 2010) relacionam a maior emissão de CH₄
288 com maior disponibilidade de NH₄⁺ no solo, pois o íon amônio sofreria oxidação no lugar do
289 CH₄. No caso dos sistemas integrados de produção, a presença de plantas demandantes de
290 nutrientes, principalmente nitrogênio, faz com que os mesmos não consigam armazenar NH₄⁺,
291 reduzindo sua disponibilidade no solo. Além disso, a maior demanda de água pelas culturas
292 reduz a quantidade de água disponível nos poros do solo, melhorando as condições de
293 drenagem e a difusão de O₂ e, portanto, aumentando a capacidade do solo em oxidar o CH₄
294 (Saggar, 2003), tornando os sistemas integrados de produção drenos de CH₄ da atmosfera.

295 Os fluxos de CO₂ foram: 107,8; 84,4 e 83,8 mg C m² h⁻¹ para Past, ILP e ILPF
296 respectivamente. Em pastagens degradadas a cobertura vegetal é afetada, trazendo prejuízos
297 econômicos e ambientais, sendo esse causado pela rápida degradação da MO e consequente
298 liberação de CO₂ causada pela exposição da MO (Costa et al., 2008), justificando maior valor
299 de emissão de CO₂ por esse ambiente.

300 O sistema ILPF apresentou maiores valores de respiração basal da biomassa
301 microbiana (Tabela 3) este é um parâmetro utilizado para quantificar a atividade microbiana e
302 nesse caso os micro-organismos aeróbicos do solo oxidam a MO utilizando para tal o O₂
303 como acceptor final de elétrons até CO₂ (Moreira & Siqueira, 2006). Ainda, o mesmo

304 apresentou maiores valores para MO e NO₃⁻, indicando que o sistema ILPF possui maior
 305 capacidade de promover mineralização.

306

307 **Tabela 3.** Valores médios para carbono orgânico particulado (COP), carbono orgânico
 308 associado a minerais (COM), carbono orgânico total (COT), nitrogênio (NBM), carbono
 309 (CBMS) e respiração basal (RBS) da biomassa microbiana, pH, matéria orgânica (MO),
 310 amônio (NH₄) e nitrato (NO₃) em função de diferentes sistemas de manejo do solo realizado
 311 no período seco em Pindaré-Mirim, MA.

Sistemas	COP	COM	COT	NBMS	CBMS	RBS	pH	MO	NH ₄	NO ₃
	----- g kg ⁻¹ -----			mg kg ⁻¹ solo		mg de C-CO ₂ kg ⁻¹ dia ⁻¹	-	g kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	
ILPF	0,1	7,4	7,5	6,8	537,0	28,8	6,5	16,3	0,8	2,3
ILP	0,2	7,3	7,5	4,5	420,9	8,4	6,7	12,4	1,3	1,0
Past	0,3	7,9	8,2	7,0	660,8	25,5	6,7	15,1	1,8	1,2
Média	0,2	7,6	7,8	6,1	539,5	20,9	6,6	14,6	1,3	1,5
EPM	0,05	0,19	0,23	0,80	69,28	6,32	0,04	1,15	0,27	0,42

312 ILPF: Sistema de integração Eucalipto, milho e capim; ILP: Sistema de integração Milho e capim;

313 Past: Sistema referência Pastagem degradada. EPM: Erro padrão da média.

314

315 Na tabela 4 estão apresentadas as correlações entre os GEE e atributos do solo avaliados
 316 em três sistemas de manejo na profundidade 0-10 cm.

317 **Tabela 4.** Matriz de correlação dos GEE, atributos químicos, microbiológicos e frações de carbono em sistemas integrados de produção na
 318 camada de 0-10 cm.

	N ₂ O	CH ₄	CO ₂	Tcam	Tar	COP	COM	COT	NBMS	CBMS	RBS	pH	NH ₄
CH ₄	0,86												
CO ₂	0,79	0,99 [‡]											
Tcam	-0,74	-0,30	-0,18										
Tar	-0,37	0,15	0,27	0,90									
COP	0,44	0,83	0,89	0,28	0,67								
COM	0,86	1,00*	0,99 [‡]	-0,31	0,15	0,83							
COT	0,80	0,99 [‡]	1,00*	-0,19	0,27	0,89	0,99 [‡]						
NBMS	0,94	0,64	0,54	-0,93	-0,67	0,11	0,64	0,54					
CBMS	0,99 [‡]	0,92	0,86	-0,65	-0,25	0,55	0,92	0,87	0,89				
RBS	0,84	0,45	0,34	-0,99	-0,81	-0,11	0,46	0,35	0,98	0,77			
pH	-0,04	0,47	0,57	0,70	0,94	0,88	0,47	0,57	-0,38	0,09	-0,57		
NH ₄	0,37	0,79	0,86	0,35	0,73	1,00*	0,79	0,86	0,03	0,48	-0,19	0,91	
NO ₃	0,30	-0,23	-0,34	-0,86	-1,00*	-0,73	-0,22	-0,34	0,61	0,18	0,76	-0,97	-0,78

319 **Nota:** Oxido nitroso (N₂O), metano (CH₄), dióxido de carbono (CO₂), temperatura interna da câmara (Tcam), temperatura do ar (Tar), carbono orgânico particulado (COP),
 320 carbono orgânico associado a minerais (COM), carbono orgânico total (COT), nitrogênio da biomassa microbiana (NBMS), carbono da biomassa microbiana (CBMS),
 321 respiração basal (RBS), potencial hidrogênionico (pH), matéria orgânica (MO), amônio (NH₄) e nitrato (NO₃).

322 [‡] e * Significativo a 10 e 5%, de probabilidade, respectivamente.

323 As correlações com valores significativos foram N₂O com CBMS, CH₄ com CO₂, COM com COT,
324 CO₂ com COM e COT, Tar com NO₃, e COP com NH₄. Ainda de 91 correlações 18,6%
325 apresentaram alta correlação segundo a classificação descrita por Asuero et al., 2006; e Mukaka,
326 2012. Foram estas: N₂O-NBMS (0,94); N₂O-CBM (0,99), CH₄-CO₂ (0,99), CH₄-COT (0,99), CH₄-
327 COM (1,00), CH₄-CBMS (0,92), CO₂-COM (0,99), CO₂-COT (1,00), Tcam-NBMS(-0,93), Tcam-
328 RBS(-0,99), Tar- NO₃ (-1,00), COP-NH₄ (1,00), COM-COT(0,99), NBSM-RBS (0,98), pH-NH₄
329 (0,91).

330 Observou-se que o óxido nitroso (N₂O) correlacionou-se de forma forte (0,99) e significativa
331 com o carbono da biomassa microbiana (CBMS). Segundo Coutinho et al. (2010), o aumento do
332 conteúdo de C orgânico no solo pode aumentar a produção de N₂O, já que o aumento de CBMS
333 pode fornecer o carbono orgânico necessário para desnitrificadores de solo (Cameron et al., 2013)
334 (Tabela 4).

335 A correlação forte (0,94) entre o N₂O e o nitrogênio da biomassa microbiana do solo (NBMS)
336 ocorreu devido ao aumento de NBMS ocasionar maiores emissões de N₂O através do processo de
337 reciclagem do NBMS aliado a maior disponibilidade NO₃⁻ no solo (Magiero et al., 2011). Em solos
338 amazônicos, picos de emissão de N₂O ocorrem após a entrada de resíduos vegetais (Passianoto et al.
339 2003), sendo o caso do presente estudo, já que as coletas foram realizadas pós-colheita.

340 O metano (CH₄) teve forte correlação com o dióxido de carbono (CO₂ - 0,99). Para que a
341 metanogênese ocorra, é necessária a disponibilidade de carbono orgânico no solo, sendo o teor de C
342 orgânico, um indicador da disponibilidade de C para metanogênese (Silva et al., 2011).

343 O CO₂ também teve correlação forte com COT (1,00) e COM (0,99), isso se deve ao cômputo
344 das emissões de CO₂ estarem relacionadas à oxidação do C orgânico do solo nas conversões de
345 florestas para agricultura, bem como quando da substituição de uma prática agrícola por outra
346 (Grutzmacher, 2016).

347 A temperatura do ar (Tar) teve correlação forte e negativa com nitrato (NO₃⁻). A temperatura
348 influencia diretamente no processo de mineralização que dá origem ao NO₃⁻. De acordo com
349 Siqueira (1997), a nitrificação (parte do processo de mineralização) é favorecida pela boa aeração
350 do solo, temperatura do ar na faixa de 26 a 32 °C, umidade próxima a capacidade de campo do solo,
351 pH entre 6,0 e 6,5 e relação C/N na faixa estreita, isto é, menor que 30.

352 A correlação forte positiva entre amônio (NH₄) e o carbono orgânico particulado (COP) se
353 justifica pela necessidade de C orgânico para realização do processo de mineralização, tendo em
354 vista que o COP encontra-se de forma mais disponível que os demais por estar na fração particulada
355 da MO (Nunes et al., 2011).

356 Foi verificada correlação entre as formas de carbono orgânico associado a minerais (COM) e
357 carbono orgânico total (COT). Resultado este esperado em virtude do uso das concentrações de
358 COM no cálculo do COT.

359 Na Tabela 5 estão apresentados os autovalores e a porcentagem da variância explicada pelos
360 componentes principais (CP), sendo que o CP1 e o CP2 explicam 54% e 46% da variação,
361 respectivamente; a soma de ambos representa 99,9% da variância total das características estudadas.
362

363 **Tabela 5.** Análise de componentes principais (CP), autovalores (λ_i) e porcentagem da variância
364 explicada pelos componentes (VCP%) das características dos GEE e atributos químicos,
365 microbiológicos e frações do C em sistemas integrados de produção.

Componente principal	λ_i	VCP (%)	VCP acumulada (%)
CP1	8,06	53,7	53,7
CP2	6,94	46,2	99,9

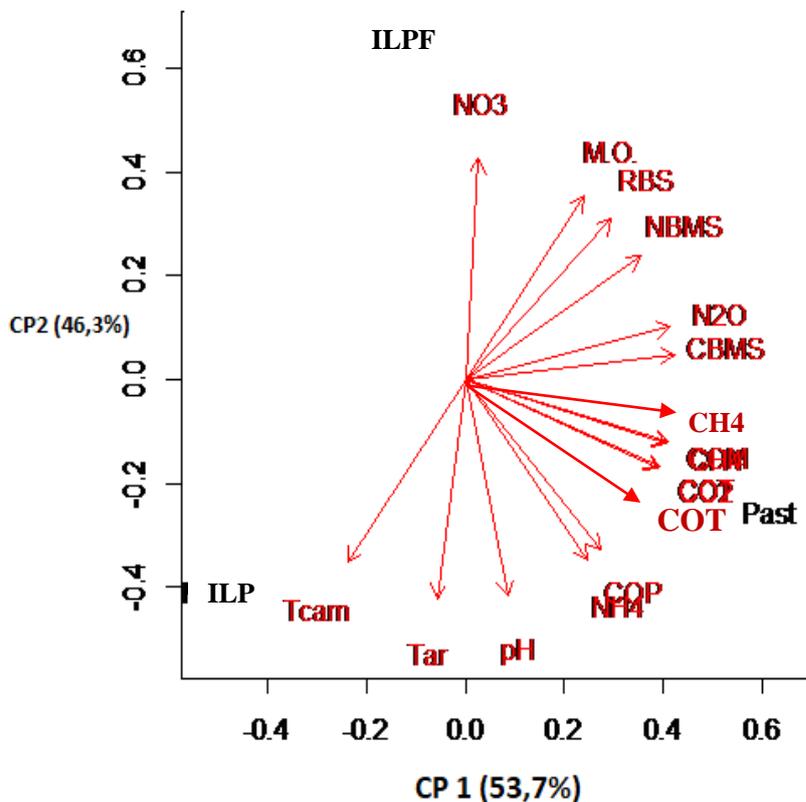
366
367 De acordo com a Figura 3 para o CP 1, os manejos que estiverem à direita (valores “escores”
368 positivos) do gráfico, no caso, ILPF – Eucalipto, milho e capim está relacionado a maiores teores de
369 nitrato, matéria orgânica, respiração basal e nitrogênio da biomassa microbiana. Esses resultados
370 mostram a eficiência desse sistema na fixação de nitrogênio no solo, bem como o aumento da
371 matéria orgânica no solo, favorecendo assim o processo de mineralização.

372 A pastagem degradada (Past) apresentou relação com pH, carbono orgânico particulado, carbono
373 orgânico associados a minerais, carbono orgânico total, amônio, metano e dióxido de carbono. Uma
374 justificativa para as áreas de pastagem apresentarem maiores valores de carbono orgânico em
375 relação aos outros tratamentos é que na implantação dos sistemas houve o preparo do solo para o
376 plantio, o que pode ter favorecido a perda de carbono e nitrogênio microbiano e por se tratar de
377 sistemas implantados recentemente (ILPF e ILP), provavelmente ainda não houve tempo para que
378 os benefícios desses sejam significativos (SOUZA, 2019).

379 O revolvimento do solo é uma das práticas que mais afetam os organismos do solo e afetam
380 também a interação entre eles, pela quebra do equilíbrio da população (Balota, 2017). Como na área
381 de pastagem não houve esse revolvimento do solo e, também, pela grande quantidade de raízes da
382 pastagem, possivelmente o solo conservou esses conteúdos de carbono microbiano. As emissões de
383 metano e dióxido de carbono correspondem ao fato de existir decomposição de material vegetal na
384 pastagem degradada, fazendo com que o solo tenha uma relação C/N descompensada e assim
385 prejudicando o metabolismo dos microorganismos que não conseguem realizar os processos de
386 mineralização por completo, produzindo apenas amônio (Nunes et al., 2011).

387 O sistema ILP se relaciona de forma negativa com o CP2, sendo influenciado principalmente por
388 temperaturas interna da câmara e do ar e pH do solo e tendo uma relação negativa com a
389 disponibilidade de nitrato no solo. Esse comportamento pode ser justificado pela ocorrência da
390 decomposição da palhada do milho pós-colheita de grãos, que gera maior quantidade de biomassa

391 vegetal sobre o solo, aumentando assim o aporte de nutrientes para a microbiota do solo, que por
 392 consequência aumenta sua atividade liberando calor para o meio (Siqueira Neto et al., 2011).
 393



394 **Figura 5** - Gráfico biplot dos componentes principais (CP1 e CP2) das características dos GEE, atributos
 395 microbiológicos e estoque de carbono em sistemas integrados de produção na camada de 0-10 cm (ILPF:
 396 ILPF – eucalipto, milho e capim; ILP: ILP – milho e capim; Past: Pastagem degradada). **Nota:** CP1: N₂O
 397 (0,34), CH₄ (0,34), CO₂ (0,32), Tcam (-0,20), Tar (-0,05), COP (0,23), COM (0,34), COT (0,32), NBMS (0,29), CBMS
 398 (0,35), RBS (0,24), pH (0,07), MO. (0,20), NH₄⁺ (0,20), NO₃⁻ (0,022). CP2: N₂O (0,09), CH₄ (-0,11), CO₂ (-0,15),
 399 Tcam (-0,31), Tar (-0,38), COP (-0,29), COM (-0,11), COT (-0,15), NBMS (0,21), CBMS (0,04), RBS (0,27), pH (-
 400 0,37), MO. (0,31), NH₄⁺ (-0,31), NO₃⁻ (0,38).
 401
 402

403 4. Conclusão

404 O sistema de integração ILPF – Eucalipto, milho consociado com braquiária cv. Marandú
 405 demonstrou ser a melhor opção para melhoria das características biológicas do solo, bem como a
 406 mitigação dos GEE.

407 5. Referências

408
 409
 410 ALEF, K. Estimation of the hydrolysis of fluorescein diacetate. In: ALEF, K., NANNIPIERI, P.
 411 (Ed.). **Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry**. London: Academic Press, 1995.
 412 p. 232 – 238.

414 ARAÚJO FILHO, J.A. de. **Manejo pastoril sustentável da caatinga**. Recife, PE: Projeto Dom
415 Helder Câmara, 2013. 200p.
416

417 ASUERO, A.G.; SAYAGO, A.; GONZÁLEZ, A.G. The Correlation Coefficient: An Overview.
418 **Critical Reviews in Analytical Chemistry**, v.36, p.41–59, 2006.

419 AZEEM, B.et al. Review on materials & methods to produce controlled release coated urea
420 fertilizer. *Journal of Controlled Release*, Salt Lake City, v.181, p.11-21, May 2014.
421

422 BALOTA, E.L. **Manejo e Qualidade Biológica do Solo**. Londrina: Mecnas, 2017. 287p.
423

424 BESEN, M.R. **Influência de fontes de nitrogênio no fluxo de gases e na produtividade do milho
425 e do trigo em sistema de plantio direto**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em
426 Agronomia) – Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos, 2015. 64f.
427

428 BORGES, L.S.; AQUINO, F.C.; EVANGELISTA, A.F. Integração lavoura-pecuária –revisão.
429 **Revista Eletrônica Nutritime**, v.13, p.4535-4541, 2016.
430

431 BOUWMAN, A.F.; STEHFEST, E.; VAN KESSEL, C. Nitrous oxide emissions from the nitrogen
432 cycle in arable agriculture: Estimation and mitigation. In: Smith, K.A.(ed) **Nitrous oxide and
433 climate change**. London: Earthscan, 2010. 248p.
434

435 BRASIL. Lei nº 5.173, Art. 2º, de 27 de outubro de 1966.

436 BRASIL. Pretendida contribuição nacionalmente determinada para consecução do objetivo da
437 convenção-quadro das nações unidas sobre mudança do clima. Brasília, DF, 2015. 10 p
438

439 CAMERON, K.C. DI, H.J.; MOIR, J.L. Nitrogen losses from the soil/plant system: a review.
440 **Annals of Applied Biology**, v.162, p.145-173, 2013.
441

442 CANTARELLA, H.; TRIVELIN, P.C.O. Determinação de nitrogênio inorgânico em solo pelo
443 método da destilação a vapor. In: RAIJ, B.van. (Ed.) **Análise química para avaliação da
444 fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agronômico de Campinas, 2001. 285p.
445

446 COSTA, F.S; ZANATTA, J.A; BAYER C. Emissões de Gases de Efeito Estufa em
447 Agroecossistemas e Potencial de Mitigação. In: Santos, G.A. (Ed.). **Fundamentos da matéria
448 orgânica dos solos**. 2. Ed. Porto Alegre: Métopoles, 2008. 636p.
449

450 COUTINHO, R.P., URQUIAGA, S., BODDEY, R.M., ALVES, B.J.R., TORRES, A.Q.A.,
451 JANTALIA, C.P. Estoque de carbono e nitrogênio e emissão de N₂O em diferentes usos do solo na
452 Mata Atlântica. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.45, n.2, p.195-203, 2010.

453

454 DIAS-FILHO, M.B. **Degradação de pastagens: processos, causas e estratégias de recuperação**.
455 Belém, PA: Ed. do Autor, 2011.

456

457 DOBBIE, K. E.; SMITH, K. A. Impact of different forms of N fertilizer on N₂O emissions from
458 intensive grassland. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, Dordrecht, v. 67, n. 1, p. 37-46, Sept.
459 2003.

460

461 EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Manual de métodos de análise de**
462 **solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. 212p.

463

464 EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Sistema brasileiro de classificação de**
465 **solos**. 2.ed. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2006, 306p.

466

467 FERREIRA, A.S.; CAMARGO, F.A.O.; VIDOR, C. Utilização de microondas na avaliação da
468 biomassa microbiana do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.991- 996, 1999.

469 GEPLAN. Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Econômico. **Atlas do Maranhão**. São
470 Luís: UEMA/ GEPLAN, 2002. 44p.

471

472 GRUTZMACHER, P. **Estoque de carbono no solo e emissão de gases de efeito estufa em**
473 **sistema de produção de milho fertilizado com lodo de esgoto em longo prazo**. Campinas, 2016.
474 104p.

475

476 IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Pecuária no Maranhão**. Base
477 de dados online do IBGE. Rio de Janeiro, 2017. Disponível em
478 <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ma/pesquisa/18/0>>

479

480 KOEPPEN, W. **Climatologia**. Mexico: Fundo de Cultura Economica, p.466, 1948.

481

482 KROONENBERG, P.M. **Introduction to biplots for GxE tables**. 1997. Disponível em
483 <http://www.fsw.leidenuniv.nl/~kroonenb/document/biplot.zip>. Acesso em: 05 mai. 2019.

484

485 LOPES, D.; ARANHA, J. Avaliação do Conteúdo de Carbono na Matéria Seca de Diferentes
486 Componentes de Árvores de Eucalyptus globulus e de Pinus pinaster. **Silva Lusitana**, v.14, p.149-
487 154, 2006.

488

489 MAGIERO, E.C.; ASSMANN, J.M.; BAGATINI, T.; TOMAZI, M.; BAYER, C.; VIERO, F.;
490 CARVALHO, P.C.F. Carbono e nitrogênio da biomassa microbiana, atividade de urease e emissão de N₂O
491 com aplicação de esterco e urina de ovinos. In: XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2011,
492 Uberlândia. **Anais do XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo**, 2011.

493

494 MORAAGUILERA, G.; NIETOANGEL, D.; TELIZ, D.; CAMPBELL, C.L. Development of a
495 prediction model for papaya ringspot in veracruz, Mexico. **Plant Disease**, Saint Paul, v.77, p.1205-
496 1211, 1993.

497

498 MOREIRA, F.M.S.; SIQUEIRA, J.O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2.ed. Lavras: UFLA,
499 2006. 729p.

500

501 MUKAKA, M.M. Statistics corner: A guide to appropriate use of correlation coefficient in medical
502 research. **Malawi Med Journal**, v.24, p.69-71, 2012.

503

504 NUNES, R.S.; LOPES, A.A.C.; SOUSA, D.M.G.; MENDES, I.C. Sistemas de manejo e os
505 estoques de carbono e nitrogênio em latossolo de cerrado com a sucessão soja-milho. **Revista**
506 **Brasileira de Ciências do Solo**, v.35, p.1407-1419, 2011.

507

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

511

512 PIVA, J. T. **Emissão de óxido nitroso e metano em um Latossolo bruno submetido a sistemas**
513 **de preparo e integração lavoura pecuária**. 2010. 57 p. (Dissertação - Mestrado), Programa de
514 pós-graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal do Paraná, Curitiba-PR, 2010.

515

516 R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for
517 Statistical Computing, Vienna, Austria. 2018. URL <https://www.R-project.org/>.

518

519 REIS, V.R.R.; DEON, D.S.; MUNIZ, L.C. et al. Soil Chemical Attributes under CropLivestock-
520 Forest Integration System and in Different Land Uses in Mata dos Cocais Region. *Journal of*
521 *Agricultural Science*; Vol. 10, n.4, 2018.

522 SAGGAR, S.; HEDLEY, C.B.; TATE, K.R. Methane sources and sinks in New Zealand grazed
523 pastures. **New Zealand Soil News**, v.51, p.6–7. 2003.

524

525 SILVA, L.S.; GRIEBELER, G.; MORTELE, D.F.; BAYER, C.; ZSCHORNACK, T.;
526 POCOJESKI, E. Dinâmica da emissão de metano em solos sob cultivo de arroz irrigado no sul do
527 Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.473-481, 2011.

528

529 SILVA, R.A.; CRESTE, J.E.; MEDRADO, M.J.S.; RIGOLIN, I.M. Sistemas integrados de
530 produção – O novo desafio para a agropecuária brasileira. **Colloquium Agrariae**, v.10, p. 55-68,
531 2014.

532

533 SIQUEIRA NETO, M., PICCOLO, M.C., VENZKE FILHO, S.P., FEIGL, B.J. AND CERRI, C.C.
534 Mineralization and Denitrification of Soil Nitrogen Under No-Tillage system. **Bragantia**, v.69,
535 p.923-936, 2010.

536

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

540

541 SIQUEIRA, J.O. **Biologia do solo**. Lavras: UFLA/FAEPE, 1997. 230p.

542

543 SOUZA, I.M. de. **Atributos do solo em sistemas de integração lavourapecuária-floresta em**
544 **solos franco arenosos**. 2019. 94 p. (Dissertação de mestrado) Programa de Pós-Graduação em
545 Zootecnia, Universidade Estadual Vale do Acaraú, Sobral-CE.

546

547 STEUDLER, P.A.; MELILLO, J.M.; BOWDEN, R.; CASTRO, M.; LUGO, A. The effects of
548 natural and human disturbances on soil nitrogen dynamics and trace gas fluxes in a Puerto Rican
549 wet forest. **Biotropica**, v.23, p.356–363, 1991.

550

551 TIMILSENA, Y. P. et al. Enhanced efficiency fertilizers: a review of formulation and nutrient
552 release patterns. *Journal of the Science of Food and Agriculture*, Hoboken, v. 95, n. 6, p. 1131-
553 1142, Apr. 2015.

554

555 TONUCCI, R.G.; NAIR, P.K. R.; NAIR, V.D.; GARCIA, R.; BERNARDINO, F.S. Soil carbon
556 storage in silvopasture and related land-use systems in the Brazilian Cerrado. **Journal of**
557 **Environmental Quality**, v. 40, n. 3, p. 833-841, 2011.

558
559 ZANATTA, J.A. et al. Nitrous oxide and methane fluxes in south Brazilian gleysol as affected by
560 nitrogen fertilizers. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 5, 2010.