



Universidade Federal do Maranhão

Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação

**ESTIMATIVAS DO ARMAZENAMENTO DE CARBONO NO
SOLO EM ÁREAS DE AGROPECUÁRIA NOS BIOMAS
AMAZÔNIA E CERRADO NO ESTADO DO MARANHÃO,
BRASIL**

LANA COSTA FERREIRA

São Luís/MA

2024

LANA COSTA FERREIRA

**ESTIMATIVAS DO ARMAZENAMENTO DE CARBONO NO
SOLO EM ÁREAS DE AGROPECUÁRIA NOS BIOMAS
AMAZÔNIA E CERRADO NO ESTADO DO MARANHÃO,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Orientador: Prof. Dr. Aldair de Souza Medeiros

Co-orientador: Prof. Dr. Glécio Machado Siqueira

São Luís/MA

2024

Ficha gerada por meio do SIGAA/Biblioteca com dados fornecidos pelo(a) autor(a).
Diretoria Integrada de Bibliotecas/UFMA

Ferreira, Lana Costa.

Estimativas do armazenamento de carbono no solo em áreas de agropecuária nos biomas Amazônia e Cerrado no estado do Maranhão, Brasil / Lana Costa Ferreira. - 2024. 94 f.

Coorientador(a) 1: Glécio Machado Siqueira.

Orientador(a): Aldair de Souza Medeiros.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-graduação em Biodiversidade Conservação/ccbs, Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2024.

1. Mudanças Climáticas. 2. Manejo e Conservação do Solo. 3. Sequestro de Carbono. I. Medeiros, Aldair de Souza. II. Siqueira, Glécio Machado. III. Título.

LANA COSTA FERREIRA

**ESTIMATIVAS DO ARMAZENAMENTO DE CARBONO NO
SOLO EM ÁREAS DE AGROPECUÁRIA NOS BIOMAS
AMAZÔNIA E CERRADO NO ESTADO DO MARANHÃO,
BRASIL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Biodiversidade e Conservação da Universidade Federal do Maranhão, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Biodiversidade e Conservação.

Aprovada em 28 / 11 / 2024

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Aldair de Souza Medeiros (Orientador)
Universidade Federal do Maranhão

Prof. Dr. Gustavo André de Araújo Santos
Universidade Federal do Maranhão - UFMA

Prof. Dr. Giordano Bruno Medeiros Gonzaga
Universidade Federal de Alagoas - UFAL

“E disse: Produza a terra [...]. E assim se fez. Do solo fez o Senhor Deus brotar toda sorte de árvores agradáveis à vista e boas para alimento.”

- Gênesis 1.11, 2.9 -

Dedico

Aos meus queridos avós, Raimundo Ferreira (*in
memoriam*), Cleide Costa, Maria da Glória
Ferreira e Nelson Costa.

AGRADECIMENTOS

Não poderia ser diferente, sou grata a meu Deus em primeiro lugar, pelos anos de pós-graduação em que têm abençoado os meus passos e trajetória, sem o qual nada disso seria possível.

Aos meus pais, Clenilma Ferreira e Genilson Ferreira por todos os anos de apoio e dedicação que foram fundamentais na minha vida. Pelo empenho no desenvolvimento dos meus estudos, acreditando que com a educação se transforma o mundo, o qual contribuiu para minha trajetória durante os anos de graduação e pós-graduação, sendo meus maiores incentivadores.

Ao meu orientador Aldair de Souza Medeiros por aceitar o desafio de me orientar, ao profissional que aprendi a respeitar pela competência e assiduidade em atender a todos, pelo empenho e paciência em ensinar.

As minhas queridas tias Mauricéa Ferreira e Rosa Amélia. A minha segunda mãe, Estela Ferreira e segundo pai Amadeu Lima (*in memoriam*). A minha irmã Andressa Ferreira e às minhas primas Bianca Ferreira, Dayanne Mendes, Jade Ferreira, Liana Costa, Priscila Ferreira e Vitória Ferreira. Aos meus primos Daniel Costa, João Marcos, Lucas Costa e Matheus Victor. As minhas sobrinhas Anna Lis e Lunna Costa.

Ao meu amigo Emerson Bruno pela amizade, paciência em sempre me atender e pelas contribuições na produção cartográfica desta pesquisa.

Ao Laboratório de Solos e Recursos Ambientais – LabSolos, na pessoa do professor e meu coorientador Glécio Machado Siqueira pela contribuição com a infraestrutura necessária para o desenvolvimento desta pesquisa.

Todos aqueles que de alguma forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho sou grata.

Muito Obrigada!

RESUMO

A conversão da vegetação nativa para sistemas agropecuários representa uma ameaça em potencial à conservação da biodiversidade, e desempenha papel importante no sequestro de carbono e/ou na emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera, o setor responde por 24% das emissões globais. Diante disso, o objetivo com esta pesquisa foi analisar por meio de estimativas dos estoques de carbono orgânico do solo (COS) os impactos da conversão de vegetação nativa para sistemas agropecuários (pastagens e plantio direto) nas taxas de mudanças dos estoques de COS e biodiversidade na zona de transição floresta Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão, Brasil. O estudo foi conduzido em diferentes tipos de usos da terra, incluindo vegetação nativa, pastagens e plantio direto, permitindo uma comparação abrangente entre os diferentes agroecossistemas. Os materiais de amostragem de solos coletados em áreas de vegetação nativa no estado do Maranhão, no ano de 2021, as estimativas dos estoques e taxas de mudanças dos COS foram calculadas conforme metodologia do IPCC e analisados utilizando métodos de estatística descritiva, também foram elaborados mapas para avaliar a evolução das pastagens e dinâmica da vegetação nativa, além disso, foi realizada uma revisão de literatura e aplicados modelos empíricos com o intuito de determinar variáveis respostas para os estoques de COS em áreas de agropecuária. Os resultados apontam que, considerando o estado do Maranhão, a conversão de vegetação nativa para sistema de pastagem altera os estoques de COS na camada de 0-30 cm de profundidade após 20 anos, com diminuição do COS nas áreas de pastagem degradada (6 a 10,8%) e ganhos significativos nas pastagens em boas condições (11%). Por sua vez, os estoques médios de COS apresentaram redução de 7% após a conversão da vegetação nativa para plantio direto. Em contrapartida, os dados da revisão de literatura, constataam que a taxa de sequestro de COS nas áreas de plantio direto que substituíram o plantio convencional é de 0,60 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ ou 9% de COS. Nesse contexto, as informações geradas neste estudo são fundamentais para promover o desenvolvimento sustentável da agropecuária na zona de transição floresta Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão. A análise do impacto das mudanças do uso e manejo da terra sobre os estoques de carbono do solo não apenas contribui para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, mas também ajuda na formulação de estratégias que integrem a conservação da biodiversidade com a produção agrícola sustentável.

Palavras-chave: Mudanças climáticas; Manejo e conservação do solo; Sequestro de carbono.

ABSTRACT

The conversion of native vegetation to agricultural systems poses a potential threat to biodiversity conservation and plays a significant role in carbon sequestration and/or the emission of greenhouse gases into the atmosphere, with the sector accounting for 24% of global emissions. In light of this, the objective of this research was to analyze the impacts of converting native vegetation to agricultural systems (pastures and no-till farming) on the rates of change in soil organic carbon (SOC) stocks and biodiversity in the Amazon-Cerrado forest transition zone in the state of Maranhão, Brazil. The study was conducted across different land use types, including native vegetation, pastures, and no-till farming, allowing for a comprehensive comparison among various agroecosystems. Soil sampling materials collected from areas of native vegetation in the state of Maranhão in 2021 were used to estimate SOC stocks and change rates according to IPCC methodology. The analyses were performed using descriptive statistical methods, and maps were created to evaluate the evolution of pastures and the dynamics of native vegetation. Additionally, a literature review was conducted, and empirical models were applied to determine response variables for SOC stocks in agricultural areas. The results indicate that, considering the state of Maranhão, the conversion of native vegetation to pasture systems alters SOC stocks in the 0-30 cm depth layer after 20 years, with a decrease in SOC in degraded pasture areas (6 to 10.8%) and significant gains in well-maintained pastures (11%). Conversely, average SOC stocks showed a reduction of 7% after the conversion of native vegetation to no-till farming. However, literature review data show that the rate of SOC sequestration in no-till areas that replaced conventional tillage is $0.60 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ year}^{-1}$, or 9% of SOC. In this context, the information generated by this study is critical for promoting the sustainable development of agriculture in the Amazon-Cerrado transition zone in Maranhão. The analysis of the impacts of land use and management changes on soil carbon stocks not only contributes to mitigating greenhouse gas emissions but also aids in formulating strategies that integrate biodiversity conservation with sustainable agricultural production.

Key-words: Climate change; Soil management and conservation; Carbon sequestration.

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

C	Carbono
cm	Centímetro
COS	Carbono orgânico do solo
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
GEE	Gases do efeito estufa
Hab.	Habitante
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IDH	Índice de Desenvolvimento Humano
IMESC	Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos
IPCC	Painel intergovernamental sobre mudanças climáticas
Km	Quilômetro
LabSolos	Laboratório de Solos e Recursos Ambientais
MOS	Matéria orgânica do solo
SIRENE	Sistema de Registro Nacional de Emissões
SUDAM	Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia
UFMA	Universidade Federal do Maranhão
WMO	World Meteorological Organization
ZEE	Zoneamento Ecológico-Econômico

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO II

Tabela 1	Fatores de alterações nos estoques de COS para diferentes tipos de pastagens (naturais, degradadas e em boas condições), derivados para a camada 0-30 cm no Brasil.....	39
Tabela 2	Valores médios da estimativa do estoque de COS e áreas de pastagem (natural, degradada e em boas condições) na transição Amazônia-Cerrado.....	41
Tabela 3	Estatística descritiva dos estoques de carbono orgânico do solo (Mg ha^{-1}) avaliados nos tipos de pastagem da transição Amazônia-Cerrado.....	42

CAPÍTULO III

Tabela 1	Taxas de mudanças nos estoques de COS em áreas de plantio direto, considerando todo o estado do Maranhão, os biomas Amazônia e Cerrado maranhense.....	73
Tabela 2	Estudos utilizados para avaliar a conversão da vegetação nativa (VN) em plantio direto (PD) e a conversão do preparo convencional (PC) em plantio direto (PD) no bioma Cerrado brasileiro.....	74

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO II

Figura 1	Localização geográfica do estado do Maranhão e pontos de amostragem na transição Amazônia-Cerrado, Brasil.....	37
Figura 2	Estoques médios de COS (Mg ha^{-1}) em pastagens na transição Amazônia-Cerrado. A linha central indica a média, o quadrado representa os quartis, as barras o intervalo de confiança e os círculos indicam outliers para a média.....	42
Figura 3	Valores médios dos estoques de COS (Mg ha^{-1}) para tipos de pastagem considerando a camada de 0-30 cm na transição Amazônia-Cerrado. Letras minúsculas comparam os tipos de pastagens dentro de cada ambiente. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de profundidade.....	43
Figura 4	Taxas de mudanças das estimativas dos estoques de COS ($\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) em áreas de pastagem (natural, degradada e em boas condições), considerando todo o estado do Maranhão e os biomas Amazônia e Cerrado maranhense. As barras indicam o desvio padrão.....	44
Figura 5	Estoques médios de COS (Mg ha^{-1}) em tipos de pastagens nas mesorregiões administrativas da transição Amazônia-Cerrado. A linha central indica a média, o quadrado representa os quartis, as barras o intervalo de confiança e os círculos indicam outliers para a média.....	45
Figura 6	Valores médios de estoque de COS para áreas de diferentes tipos de pastagens, na camada de 0-30 cm distribuídos nas mesorregiões administrativas na transição Amazônia-Cerrado. Letras minúsculas comparam os tipos de pastagens dentro de cada mesorregião. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de profundidade.....	46
Figura 7	Taxas de mudanças nos estoques de COS em áreas de pastagem (natural, degradada e em boas condições), nas mesorregiões na transição Amazônia-Cerrado. As barras indicam o desvio padrão.....	47
Figura 8	Dinâmica espaço-temporal da vegetação nativa e dos tipos de pastagens na transição Amazônia-Cerrado de 1987 a 2022.....	48
Figura 9	Taxa de variação das áreas de pastagem e vegetação nativa no estado do Maranhão no período de 1987 a 2022.....	50

CAPÍTULO III

Figura 1	Localização do estado do Maranhão, Brasil.....	68
Figura 2	Valores médios dos estoques de COS para áreas de plantio direto considerando a camada de 0-30 cm no estado do Maranhão e nos biomas Amazônia e Cerrado, Brasil.....	72
Figura 3	Variáveis respostas correspondendo a relação entre os estoques de carbono do solo encontradas em sistemas de plantio direto comparados a vegetação nativa e plantio convencional no bioma Cerrado, Brasil.....	78
Figura 4	Modelos empíricos ajustados para determinação de variáveis respostas e taxas de mudança para os cenários vegetação nativa (VN) para plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) para plantio direto (PD).....	79

SUMÁRIO

1. CAPÍTULO I.....	16
1.1 Introdução Geral.....	16
1.2 Objetivos Geral	17
1.3 Objetivos Específicos	17
1.4 Revisão Bibliográfica	18
1.4.1 Bioma Amazônia.....	18
1.4.2 Bioma Cerrado	19
1.4.3 Dinâmica do uso da terra na Amazônia e Cerrado brasileiro	21
1.4.4 Estoque de carbono nos biomas brasileiros Amazônia e Cerrado.....	22
1.4.5 Estoque de carbono orgânico do solo em áreas de pastagem.....	24
1.4.6 Dinâmica do carbono no solo em áreas sob sistema de plantio direto	25
REFERÊNCIAS:.....	26
2. CAPÍTULO II	34
2.1 Introdução	34
2.2 Material e Métodos.....	36
2.2.1 Área de estudo e amostragem de solo	36
2.2.2 Estimativas de estoques de COS em solos minerais e orgânicos	38
2.2.3 Taxas de mudanças nos estoques de COS.....	39
2.2.4 Análise espacial dos dados e evolução da área de pastagem na transição Amazônia-Cerrado	40
2.2.5 Análise estatística.....	40
2.3 Resultados	41
2.3.1 Estoque de COS na transição Amazônia-Cerrado.....	41
2.3.2 Estoque de COS nas mesorregiões administrativas na transição Amazônia-Cerrado.....	44
2.3.3 Dinâmica das áreas de pastagem na transição Amazônia-Cerrado (1987 a 2022)	48
2.4 Discussão.....	51
2.4.1 Dinâmica do estoque de carbono na transição Amazônia-Cerrado.....	51
2.4.2 Taxas de mudança nos estoques de carbono na transição Amazônia-Cerrado.....	54
2.4.3 Evolução da área de pastagem na zona de transição Amazônia-Cerrado.....	55
2.5 Conclusão.....	57
REFERÊNCIAS	58
3. CAPÍTULO III	65
3.1 Introdução	65
3.2 Material e Métodos.....	67

3.2.1 Descrição da área de estudo	67
3.2.2 Amostragem do solo e análises	69
3.2.3 Dados de uso da terra	69
3.2.4 Estimativas da dinâmica dos estoques de COS	70
3.2.5 Taxas de mudanças nos estoques de COS	70
3.2.6 Revisão de literatura	70
3.2.6.1 Variável resposta	71
3.2.6.2 Modelo empírico para o potencial de armazenamento de COS sob plantio direto	71
3.2.7 Análise estatística	72
3.3 Resultados	72
3.3.1 Novos dados: Estimativas dos estoques e taxas de mudanças de COS	72
3.3.2 Dados da literatura: variável resposta, taxas de mudanças de COS e modelo empírico	73
3.3.2.1 Taxas de mudanças nos estoques de COS	73
3.3.2.2 Variável resposta	77
3.3.2.3 Modelos empírico	78
3.4 Discussão	80
3.4.1 Dinâmica dos estoques e taxas de mudanças de COS no Maranhão	80
3.4.2 Revisão de literatura	81
3.5 Conclusão	83
REFERÊNCIAS	83
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS	94

1. CAPÍTULO I

1.1 Introdução Geral

O aumento da concentração de gases de efeito estufa (GEE), principalmente do dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera é resultante de uma série de atividades antrópicas (Santos et al., 2019; Santos et al., 2022), como por exemplo, a mudança no uso e cobertura da terra que gera perturbação no equilíbrio do carbono orgânico do solo (COS) e promove maior liberação de CO_2 a atmosfera (Oliveira et al., 2022; Medeiros et al., 2023), colaborando, diretamente para agravamento da crise ambiental e mudanças climáticas. Nesse sentido, conforme o relatório da World Meteorological Organization (WMO, 2022), em 2021 as emissões de GEE promoveram o aumento na temperatura média global de $1,11 \pm 0,13$ °C acima da média registrada no período pré-industrial (1850–1900). Ademais, os dados observados mostram que entre 2015 e 2021, foi o período mais quente historicamente registrado.

Diante deste cenário, o solo desempenha papel importante como regulador do CO_2 (Damian et al., 2021b), impactando diretamente no aquecimento global (Santos et al., 2022), por ser tanto uma fonte de emissão como um dreno para o CO_2 atmosférico (Damian et al., 2021a). Nesse contexto, a mudança do uso e manejo da terra em função da conversão da vegetação nativa para sistemas agropecuários causa alterações significativas no COS (Medeiros et al., 2023), e na maioria dos casos, causam perdas nos estoques de COS (Locatelli et al., 2022). Estima-se que anualmente, o setor agropecuário responde por aproximadamente 24% das emissões globais de GEE (Maia et al., 2022), sendo a pastagem responsável por cerca de 16% dessas emissões (IPCC, 2022).

Em relação as emissões de GEE no Brasil, a agricultura emite aproximadamente 36% (Maia et al., 2022), enquanto a pastagem contribui com 52% das emissões totais (Feitosa et al., 2023). Nacionalmente, as principais fontes de emissões de GEE são os setores de Agropecuária e Mudança no uso e cobertura da terra, principalmente devido ao desmatamento (SIRENE/MCTI 2024). A conversão da vegetação nativa em sistemas agropecuários influencia negativamente os estoques de COS, biodiversidade dos agroecossistemas e contribui para o aumento das emissões de GEE para a atmosfera (Medeiros et al., 2022; Phukubye et al., 2022).

Considerando somente o estado do Maranhão, no ano de 2023 foram cerca de 331.225 ha desmatados (MapBiomas, 2024), muito devido a expansão da produção de grãos no Cerrado maranhense, e a pecuária predominando na porção amazônica no estado. Na zona de transição entre floresta Amazônia-Cerrado é recorrente a pressão sobre a vegetação nativa para a

introdução de atividades agropecuárias (Zeferino et al., 2021). Para minimizar os impactos negativos causados pela mudança no uso da terra, a adoção de sistemas de manejo conservacionistas, como por exemplo, o plantio direto e pastagens melhoradas é uma medida que visa contribuir com o aumento dos estoques de COS (Damian et al., 2023).

Geralmente, a proporção dos ganhos ou perdas de COS indicam a sustentabilidade ou nível de degradação do sistema de produção agropecuária (Zeferino et al., 2023). Neste sentido, estudos evidenciam que as pastagens em boas condições armazenam maiores quantidades de COS do que os sistemas agrícolas (Carneiro et al., 2013; Gmach et al., 2018), mesmo em áreas sob plantio direto, que na maioria dos casos, apresentam menores estoques de COS em comparação as pastagens em boas condições (Gmach et al., 2018). Frente ao exposto, é premente a necessidade de examinar os impactos causados pela substituição da vegetação nativa para sistemas agropecuários (plantio direto e pastagem) nos estoques de COS e biodiversidade na zona de transição floresta Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão.

Nesse contexto, com base na hipótese de que a conversão da vegetação nativa por sistemas agropecuários alteram significativamente os estoques de COS e afeta na biodiversidade do estado do Maranhão. O presente estudo faz-se essencial para apontar medidas de combate à degradação ambiental, não só no estado do Maranhão, mas, no Brasil de uma forma geral, além de determinar as taxas de perda ou ganho de COS e biodiversidade nessas regiões.

1.2 Objetivos Geral

Analisar os impactos da mudança de vegetação nativa para sistemas agropecuários (pastagens e plantio direto) nos estoques de COS e biodiversidade na nos biomas Amazônia e Cerrado no estado do Maranhão, Brasil.

1.3 Objetivos Específicos

Estimar com base na metodologia do IPCC os estoques, as taxas de mudança nos estoques de carbono orgânico do solo em áreas de pastagens naturais, degradadas e em boas condições no estado do Maranhão, Brasil.

Analisar a evolução das áreas de pastagens e perdas da vegetação nativa no período entre 1987 e 2022 na zona de transição da floresta Amazônia-Cerrado, no estado do Maranhão, Brasil.

Avaliar o impacto dos sistemas de plantio direto sobre os estoques de COS e taxas de mudanças nos estoques de COS no bioma Cerrado, no estado do Maranhão, Brasil.

Examinar as alterações causadas pelo plantio direto nos estoques de COS ao longo do tempo no bioma Cerrado brasileiro por meio do levantamento bibliográfico, variáveis respostas e modelos empíricos.

1.4 Revisão Bibliográfica

1.4.1 Bioma Amazônia

O bioma Amazônia compreende o ecossistema tropical mais extenso da Terra, cobrindo aproximadamente 3% da superfície terrestre (Silva et al., 2023), o qual se estende por nove países da América do Sul (Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador, Venezuela, Guiana, Guiana Francesa, Peru e Suriname), e consiste no maior bioma do mundo (EMBRAPA, 2020; IBGE, 2019). Territorialmente, a Amazônia ocupa cerca de 4.196.943 km², ou seja 49,5% do território brasileiro, estando presente em todos os estados da região Norte, parte dos estados do Maranhão e Mato Grosso (Gomes et al., 2019; IBGE, 2019). No bioma Amazônia brasileiro, prevalece o clima equatorial, entretanto, seu perfil morfoclimático caracteriza-se pela ocorrência de variações climáticas com altos índices de precipitação e altas temperaturas, com médias variando entre 25 e 28 °C (Gomes et al., 2019; Silva et al., 2023).

Em decorrência disso, os solos são geralmente profundos, com boa drenagem e de fortes limitações quanto à fertilidade natural, principalmente os Argissolos e Latossolos (IBGE, 2015; Santos et al., 2018). Nesse bioma brasileiro, o sistema fluvial é distribuído em dois tipos de ambientes, o de terra altas não inundáveis e as planícies aluviais sazonalmente inundados, como as várzeas e igapós (Firmino et al., 2019). A rede hidrográfica compreende a bacia do rio Amazonas, cobrindo cerca de 7.000.000 km² e possui 1.100 afluentes. Em relação a vegetação, apresenta vasta biodiversidade, contendo ecossistemas variados como as florestas densas, florestas estacionais, floresta de igapó, várzeas, campos inundáveis, entre outros (IBGE, 2019).

Neste sentido, o estado do Maranhão, que faz parte dos estados que compõem a região Nordeste do Brasil, está situado em uma zona de transição entre os dois maiores biomas nacionais, a Amazônia e o Cerrado (IMESC, 2019; 2021a). No Maranhão, o bioma Amazônia ocorre na região Oeste, em uma área de aproximadamente 81.208,40 km², abrangendo 24,46% do território maranhense e 34% do bioma. Na Amazônia maranhense a temperatura média anual é de 27,3 °C (IMESC, 2019). No extremo norte do bioma Amazônia maranhense, são

registrados os maiores índices pluviométricos, com valores anuais superiores a 2.000 mm, enquanto que, na porção sul, os volumes anuais são inferiores a 1.500 mm (IMESC, 2019).

Delimitado por uma rede hidrográfica composta por oito bacias hidrográficas, dois sistemas de bacias costeiras e as bacias da Ilha do Maranhão, abrangendo áreas heterogêneas no território do bioma (IMESC, 2019; Silva et al., 2021). Nesta região maranhense, a evapotranspiração varia entre 380 mm, na parte sul, a 700 mm ao norte, não superando os volumes de precipitação pluvial anuais registrados no bioma (IMESC, 2019). Geologicamente, no bioma Amazônia maranhense as classes de solos predominantes são: Argissolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Amarelo, Plintossolo Argilúvico, Gleissolo Tiomórfico e os Plintossolo Háplico, correspondendo a 78,48% da região do bioma (Santos et al., 2018; IMESC, 2019).

Na região da Amazônia maranhense, a formação vegetal predominante corresponde a Floresta Ombrófila Densa, sendo equivalente a 41,67% do bioma. Entretanto, o tipo de vegetação com maior área proporcional é a vegetação secundária com cerca de 24,69% da área do bioma Amazônia (IMESC, 2019), tal fato está relacionado as intensificações das pressões antrópicas, sobretudo, pelas atividades agropecuárias, em que, extensas áreas com cobertura vegetal vêm sendo substituídas. Neste sentido, a cobertura vegetal colabora na composição de espécies da fauna de uma região. Na Amazônia maranhense são registros a ocorrência de 136 espécies de mamíferos, 697 espécies de aves, 167 espécies de herpetofauna (répteis e anfíbios), a ictiofauna maranhense é composta por 160 espécies sendo distribuídas pelas variadas bacias hidrográficas do estado, sua fauna marinho-estuarinos é composta por cerca de 105 espécies de peixes. Além disso, cabe ressaltar que, nesse bioma estão presentes 6,3% das espécies brasileiras ameaçadas de extinção (IMESC, 2019).

Diante disso, esta região maranhense apresenta potencial ecológico e socioeconômico para o estado, corroborando com as diversas pressões, sobretudo, as associadas à supressão vegetal ou desmatamento relacionado ao uso e manejo da terra. Mediante isso, o estado do Maranhão está inserido na área de abrangência da Amazônia Legal, criada pela intitulação da Lei Complementar nº 124/07 (Brasil, 2007), com objetivo de delimitar o espaço geográfico da região política de atuação da Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia (SUDAM), assim, tem por intuito promover o desenvolvimento includente e sustentável, além da conservação da biodiversidade do bioma (IBGE, 2021).

1.4.2 Bioma Cerrado

No Brasil, o bioma Cerrado ocupa cerca de 2.045.000 km², que corresponde a 23,3% do território nacional (Gomes et al., 2019; IBGE, 2019), distribuído em 10 estados brasileiros e no Distrito Federal (EMBRAPA, 2020; IMESC, 2021a), ou seja, corresponde ao segundo maior bioma brasileiro (Lima et al., 2019). Neste bioma, está inserido as três principais bacias hidrográficas do país, sendo os rios Tocantins, São Francisco e Prata (EMBRAPA, 2020), o que consequentemente, eleva o potencial aquífero nesta região brasileira, favorecendo a diversidade biológica. Em seu perfil morfoclimático, característico de savana semi-úmida com precipitação pluviométrica anual variando de 1.200 a 1.800 mm, e temperatura média anual oscilando entre 22 e 23 °C (Gomes et al., 2019).

A principal classe de solo presente no bioma Cerrado é o Latossolo, que abrange quase 50% da área (Lima et al., 2019), em geral, esse solo é naturalmente caracterizado pelo alto grau de intemperismo. Neste contexto, o avanço das áreas de agricultura tem ocorrido progressivamente ao longo do tempo, resultando na degradação dos solos do bioma (IBGE, 2017). Além disso, a pecuária é outra atividade que vem avançando nos últimos anos no bioma Cerrado, estando diretamente relacionado ao desmatamento para a produção de carne bovina para exportação (Rocha et al., 2022). Ademais, ocorre amplamente a extração do material lenhoso para produção de carvão (Martins et al., 2021). Portanto, esse conjunto de atividades antrópicas ocasionam a pressão sobre o ecossistema e ameaçam a biodiversidade no Cerrado.

No Maranhão, o território do bioma Cerrado, ocorre na região sul do estado. O Cerrado maranhense é caracterizado pelo conjunto de paisagens e ecossistemas transicionais, além de possuir a maior área de cerrado natural do país, abrangendo cerca de 181.000 km², correspondendo a 58,32% da área territorial estadual (IMESC, 2021b; IBGE, 2023). Os solos dominantes na região do Cerrado maranhense são os Latossolos, Neossolos, Plintossolos e Argissolos que representam 77,32% da área do bioma (IMESC, 2021a). Em relação a geomorfologia, o Cerrado maranhense, na porção nordeste caracteriza-se por tabuleiros, depressões, superfícies tabulares, entre outros, apresenta relevo suave ondulado praticamente ao nível do mar, enquanto que na parte sul, é composto por cotas topográficas elevadas, chegando até 812 metros de altitude formada por relevo de planaltos, chapadas e chapadões (IMESC, 2021a). Outrossim, apresenta temperaturas médias entre 24 e 30 °C.

Em relação a paisagem, possui diversas formas fitogeográficas, variando dos campos limpos até o cerradão, com formas savânicas, expõem-se em um arranjo de campo sujo, campo cerrado, cerrado *sensu stricto* (IMESC, 2021a). Destaca-se, o tipo de vegetação denominada

Savana arborizada sem floresta-de-galeria, equivalendo a 16,04% da área total do bioma, seguido das tipologias de pastagem com associação a vegetação secundária com Palmeiras, Floresta Estacional Semidecidual Submontana, Agricultura com Culturas Cíclicas e Pastagem, com 8,78%, 8,56%, 8,47% e 6,17%, respectivamente (IMESC, 2021a). Entretanto, a vegetação nativa do Cerrado maranhense, vem sendo substituída progressivamente pelos agroecossistemas, sobretudo, com o avanço da fronteira agrícola denominada MATOPIBA. Com relação a fauna no bioma Cerrado, apresenta registro de 157 espécies de mamíferos, 750 de aves, 198 de herpetofauna (répteis e anfíbios) e 413 de peixes (IMESC, 2021a). Desse total, 55 espécies ameaçadas de extinção, listadas tanto no bioma Amazônia quanto no Cerrado maranhense, sendo 16 de mamíferos, 27 de aves e 12 de peixes (IMESC, 2019; 2021a). Assim, a perda e fragmentação dos habitats naturais tem resultado em um conjunto de impactos, geralmente, negativos sobre a biodiversidade do bioma.

1.4.3 Dinâmica do uso da terra na Amazônia e Cerrado brasileiro

A retirada da vegetação nativa para ocupação humana e/ou inserção de sistemas agropecuários é uma prática recorrente nas mudanças do uso da terra nos diferentes biomas brasileiros (IBGE, 2017). Neste caso, com o constante avanço das áreas de agropecuária, a vegetação nativa tem sido substituída gradativamente por culturas agrícolas e pastagem, afetando as áreas de transição entre os biomas Amazônia e Cerrado (Zeferino et al., 2021). Ressalta-se que, entre os principais usos da terra dos biomas brasileiros, a pecuária extensiva e as áreas agrícolas ocupam aproximadamente 351.289.816 hectares do território nacional (IBGE, 2017).

Em relação a pecuária, o Brasil conta com o maior rebanho bovino do mundo (FAOSTAT, 2019), passando de 172 milhões de cabeças no ano de 2017 (IBGE, 2017) para 234 milhões cabeças em 2022 (IBGE, 2022), e ocupam aproximadamente 164 milhões de hectares do território nacional com pastagem (MapBiomias, 2024). Quanto aos sistemas agrícolas, as lavouras, correspondem a cerca de 63 milhões de hectares, além do plantio florestal. De acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), o Brasil possui a maior área plantada com cana-de-açúcar (7.000.000 ha), a segunda maior área plantada de soja (40.921,9 ha) (FAOSTAT, 2019), com produção anual média de 103 milhões toneladas (IBGE, 2017), e também é o segundo maior produtor de alimento sob sistema de plantio direto (36.000.000 ha) (FAOSTAT, 2019). Portanto, esses dados reforçam a importância do setor

agropecuário nos biomas Amazônia e Cerrado, da mesma forma que, é premente a necessidade de estudos para avaliar o impacto desse setor sobre a preservação ambiental nestas regiões brasileiras.

No bioma Amazônia, houve incremento da área de pastagem, devido a criação de bovinos de forma extensiva (1,88 cabeça ha⁻¹), demandando grandes áreas de pasto (Vilela et al., 2019). Para ratificar esta informação, dados oficiais mostram que, no ano de 2000, a área de pasto na Amazônia era 248,8 mil km², e no ano de 2018, aumentou para 426,4 mil km², sendo a principal mudança de uso da terra nesse bioma (IBGE, 2023). Por outro lado, no bioma Cerrado, o principal uso da terra corresponde às áreas agrícolas (IBGE, 2023). Neste sentido, a exploração da Amazônia maranhense ocasionada pela retirada da vegetação nativa de forma desordenada, refletem em alterações nos ciclos biogeoquímicos dos nutrientes do solo, principalmente o carbono orgânico do solo (COS) (Medeiros et al., 2022), reduzindo drasticamente a capacidade de armazenamento de C no solo deste bioma.

Por sua vez, no estado do Maranhão, o bioma Cerrado está inserido em uma das principais fronteiras agrícolas do Brasil na atualidade, denominada MATOPIBA, sendo a porção do Cerrado inserida nos estados do Maranhão (MA), Tocantins (TO), Piauí (PI) e Bahia (BA) (IMESC, 2021a; Locatelli et al., 2023). Portanto, em função do avanço do setor agropecuário, tanto no bioma Amazônia quanto no Cerrado, os impactos sobre o solo e recursos ecossistêmicos devido às mudanças no uso da terra são recorrentes nesses biomas. Desse modo, contribuem para o aquecimento global, e conseqüentemente, as mudanças climáticas (Ritchie et al., 2022), causando o balanço negativo da absorção de CO₂ pela floresta, especialmente, na Amazônia oriental situada no Maranhão (Gatti et al., 2021; Silva et al., 2023). Portanto, esses aspectos reforçam a necessidade de estudos mais abrangentes da dinâmica do uso e manejo da terra sobre o armazenamento de COS na Amazônia e Cerrado.

1.4.4 Estoque de carbono nos biomas brasileiros Amazônia e Cerrado

A qualidade do solo está ligada ao conteúdo de COS, atributos químicos, físicos e biológicos, sendo influenciada diretamente pela entrada contínua de MOS que estimula a atividade microbiana, e atua como um excelente indicador de sustentabilidade (Siqueira-Neto et al., 2022). Desse modo, os solos dispõem de elevada relevância no ciclo biogeoquímico do C, pois armazenam cerca de quatro vezes mais C do que a biomassa vegetal e três vezes a quantidade de C na atmosfera (Lal, 2018; Oliveira et al., 2021; Locatelli et al., 2022). Tais

indicadores estão interligados pela correlação das ações antrópicas e dos fenômenos naturais sobre o clima, relevo, solo e tipos de cobertura vegetal e uso da terra (Medeiros et al., 2021).

Neste sentido, o estoque de COS pode ser entendido como o equilíbrio dinâmico entre as taxas de adição devido ao aporte de material orgânico, e as perdas de C relacionadas às alterações nas taxas de decomposição, mineralização da MOS ou decorrente de processo erosivo do solo nos sistemas agropecuários (Ghosh et al., 2020). Salienta-se que, dos diferentes usos da terra nos biomas brasileiros o setor agropecuário representa a principal atividade.

Dessa forma, Oliveira et al. (2022) avaliaram os estoques de COS em diferentes tipos de manejo de pastagens nos biomas brasileiros e encontram ganhos de COS variando de 4% a 15% na camada de 0-30 cm, entre 5 e 30 anos, em relação a vegetação nativa. Em contrapartida, Damian et al. (2021a) avaliaram a alteração do COS na porção leste da Amazônia, e observaram que a mudança da vegetação nativa para pastagem e área de cultivo agrícola, ocasionaram perdas de 74% e 86% no COS, respectivamente.

No Cerrado, os solos armazenam cerca de 20 Pg na camada 0-100 cm de profundidade, sendo o estoque médio de 117 Mg C ha⁻¹ sob vegetação nativa (Siqueira et al., 2021). Entretanto, houve nos últimos anos, a intensificação do processo de substituição da vegetação nativa para áreas agropecuárias, agravando os processos de degradação ambiental nessa região brasileira (Freitas et al., 2020). Segundo Oliveira et al. (2021), dependendo da forma de transição da vegetação de Cerrado para outros sistemas de uso da terra, estes podem contribuir com o aumento do COS. Contudo, Medeiros et al. (2022), afirmam que os solos do bioma são altamente susceptíveis a perda de COS armazenado, reforçando a importância das análises de mudanças no uso da terra periodicamente.

Portanto, de forma geral, a substituição da vegetação de Cerrado por atividades agropecuárias acarreta reduções nos estoques de COS (Locatelli et al., 2022). Porém, esse resultado depende do manejo da terra, por exemplo, Freitas et al. (2020) avaliaram sistemas agrossilvipastoris e pastagens em boas condições no Cerrado brasileiro, e constataram que o sistema integração lavoura, pecuária e floresta apresentou maior estoque de COS (47,63 Mg ha⁻¹) na camada de 0-30 cm.

De acordo com Maia et al. (2022), uma alternativa com potencial para manter os níveis de C no solo é o sistema de plantio direto. No entanto, os autores indicam reduções nos estoques de COS variando entre 8% e 5% após a conversão de vegetação nativa para plantio direto nas camadas de 0-30 e 0-50 cm, respectivamente. Portanto, a mudança de vegetação nativa para

plantio direto não consegue manter os níveis de COS iniciais. Entretanto, a introdução do plantio direto em áreas anteriormente ocupadas pelo sistema de cultivo convencional e pastagem promove o aumento de 17% e 10% nos estoques de COS na camada 0-30 cm, respectivamente, aos 20 anos de cultivo (Maia et al., 2022).

1.4.5 Estoque de carbono orgânico do solo em áreas de pastagem

As pastagens ocupam cerca de 3,5 bilhões de hectares no mundo (FAOSTAT, 2021). Neste sentido, as pastagens são caracterizadas em três tipos: naturais, degradadas e em boas condições (ou melhoradas) (IPCC, 2006). As pastagens naturais são áreas de campos limpos com predomínio de gramíneas perenes cuja estrutura de espécies não foi modificada para melhorar a produtividade do rebanho bovino. As pastagens degradadas consistem em áreas com queda acentuada e contínua da produtividade de gramíneas, ao longo do tempo. Pastagem em boas condições são aquelas áreas com alteração no manejo, como por exemplo, semeadura de gramíneas ou leguminosas ricas em nutrientes e pelo uso de fertilizantes, assim como o uso de irrigação (FAOSTAT, 2023). De acordo com Lal (2018), estima-se que as pastagens serão responsáveis pelo COS de aproximadamente 70% em escala global.

No Brasil, as pastagens ocupam 54% das áreas agropecuárias (Oliveira et al. 2022), e cerca de 18,72% do território brasileiro. Nos biomas Cerrado e Amazônia ocupam áreas de 49,8 milhões de hectares e 56,6 milhões de hectares, respectivamente, das quais, 36% estão em boas condições e 22% apresentam alto nível de degradação (MapBiomas, 2024). Neste contexto, Phukubye et al. (2022), avaliaram os impactos do manejo de pastagens nos estoques de COS, e constataram que o pastoreio controlado com alta densidade de animais aumentou em média 5,9% ao ano os estoques de COS.

Medeiros et al. (2021) estudaram as áreas de pastagem no semiárido brasileiro, e observaram redução de 25% nos estoques de COS na camada 0-30 cm após o período de 20 anos de uso da terra em comparação a vegetação nativa de Caatinga. Similarmente, Oliveira et al. (2022) avaliaram a adoção de diferentes tipos de pastagens manejadas sobre o estoque de COS, e constataram que nas pastagens degradadas, independentemente da camada avaliada, houve redução do COS em relação a área de vegetação nativa.

Portanto, a compreensão dos efeitos causados pelo manejo das pastagens sobre os estoques de COS contribui para a aprimoração das técnicas de manejos das diferentes mudanças de uso da terra sobre as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, MOS e os estoques

de COS, os quais irão permitir apontar modelos de sistemas conservacionistas, com o objetivo de garantir a sustentabilidade ambiental, aumento dos estoques de COS e a mitigação das mudanças climáticas (Zeferino et al., 2021).

1.4.6 Dinâmica do carbono no solo em áreas sob sistema de plantio direto

O plantio direto, é um dos principais sistemas conservacionistas do solo e da água (Didoné et al., 2019; Maia et al., 2022), o qual utiliza a ausência de revolvimento, cobertura contínua do solo pela palha e rotação de culturas (Song et al., 2019). O plantio direto é adotado com objetivo de desenvolver a agricultura sustentável, que preserve a biomassa residual na superfície do solo e, colabore com a manutenção da biodiversidade (Telles et al., 2018). Atualmente, estima-se que 180 milhões de hectares de terras agrícolas globais são cultivados sobre sistema de plantio direto (Kassam et al., 2019). De acordo com FAOSTAT (2019) somente a agricultura contribui com 20% do aumento do efeito estufa a nível global. Contudo, a prática agrícola de baixo carbono com conversão de sistemas de plantio convencional para o plantio direto é uma opção com enorme potencial para acúmulo de COS (Tao et al., 2018; Song et al., 2019; Maia et al., 2022).

Neste cenário, o Brasil é o segundo maior produtor de alimento sob sistema de plantio direto com 47 milhões de hectares (FAOSTAT, 2024), representando cerca de 18% da área global (Maia et al., 2022). Sendo que, no bioma Amazônia apenas 5 milhões de hectares são ocupados por plantio direto, enquanto, no bioma Cerrado conta com 53,7% da área sob plantio direto do país (Kassam et al., 2019). Conforme Maia et al. (2022), em alguns casos, a conversão da vegetação nativa para plantio direto nos biomas brasileiros, promove o armazenamento de COS até 12 anos após a substituição, com perda de COS nos anos seguintes e uma tendência de estabilização das perdas de COS, 20 anos após a conversão. Por sua vez, Ferreira et al. (2022), avaliaram os sistemas de preparo do solo no oeste do estado da Bahia, e constataram que na profundidade de 0-40 cm, os estoques de COS sob plantio direto foram cerca de 58, 80 e 87% maiores que nas áreas sob Cerrado nativo.

Song et al. (2019), observaram que na China o plantio direto apresentou aumento de 28,50% do estoque de COS em comparação ao plantio convencional. Contudo, Gmach et al. (2018) observaram que no MATOPIBA, as áreas de plantio direto apresentaram estoques de COS cerca de 30% menores em comparação a vegetação nativa no período de 4 a 6 anos após a conversão. Por fim, Locatelli et al. (2022) concluem que a expansão das áreas agrícolas devem

ocorrer em áreas degradadas, visto que, são adotadas técnicas de manejo adequadas para recarbonizar os solos, e por consequência, restaurar a qualidade do solo.

De forma geral, a agricultura sustentável apresenta efeitos positivos devido uma série de fatores ambientais, incluindo a biodiversidade, estoques de COS e qualidade do solo e água (Knapp; Heijden, 2018), sendo fundamental para a preservação ambiental e contribuir com a mitigação das mudanças climáticas globais.

REFERÊNCIAS:

- BRASIL. **Lei Complementar nº 124, de janeiro de 2007**. Dispõe sobre o Fundo de Desenvolvimento da Amazônia – FDA, altera a Medida Provisória no 2.157-5, de 24 de agosto de 2001, revoga a Lei Complementar no 67, de 13 de junho de 1991 e dá outras providências. Brasília, DF. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/lcp/lcp124.htm>. Acesso em: 07 jun. 2023.
- CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; PAULINO, H. B.; SALES, L. E. O.; VILELA, L. A. F. Atributos indicadores de qualidade em solos de Cerrado no entorno do Parque Nacional das Emas, Goiás. **Bioscience Journal**, v.29, n.6, p.1857-1868, 2013. <https://seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/issue/view/1020>.
- DAMIAN, J. M.; DURIGAN, M. R.; CHERUBIN, M. R.; MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CAMARGO, P. B.; FERREIRA, J. N.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; CERRI, C. E. P. Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the Eastern Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v.21, p.64, 2021a. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01796-w>.
- DAMIAN, J. M.; MATOS, E. S.; PEDREIRA, B. C.; CARVALHO, P. C. F.; PREMAZZI, L. M.; WILLIAMS, S.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C. E. P. Predicting soil C changes after pasture intensification and diversification in Brazil. **Catena**, v.202, p.105238, 2021b. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105238>.
- DAMIAN, J. M.; MATOS, E. S.; PEDREIRA, B. C.; CARVALHO, P. C. F.; PREMAZZI, L. M.; CERRI, C. E. P. Intensification and diversification of pasturelands in Brazil: Patterns and driving factors in the soil carbon stocks. **Catena**, v.220, p.106750, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106750>.
- DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; SCHNEIDER, F. J. A.; LONDERO, A. L.; LEFÈVRE, I.; EVRARD, O. Quantifying the impact of no-tillage on soil redistribution in a cultivated

- catchment of Southern Brazil (1964–2016) with ^{137}Cs inventory measurements. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.284, p.106588, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106588>.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária. **Desafios para a agricultura nos biomas brasileiros**. Brasília, DF: Embrapa, 2020, 69p.
- FAOSTAT - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of Food and Agriculture 2019**. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/ca6030en/ca6030en.pdf>>. Acesso em: 15 set. 2022.
- FAOSTAT - **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Rome, 2021. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data>>. Acesso em: 13 abr. 2023.
- FAOSTAT - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Global assessment of soil carbon in grasslands - From current stock estimates to sequestration potential**. FAO Animal Production and Health Paper. Rome, n.187, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.4060/cc3981en>>. Acesso em: 13 abr. 2023.
- FEITOSA, T. B.; FERNANDES, M. M.; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M.; GARCIA, J. R.; ARAUJO FILHO, R. N.; FERNANDES, M. R. M.; CUNHA, E. R. Assessing economic and ecological impacts of carbon stock and land use changes in Brazil's Amazon Forest: A 2050 projection. **Sustainable Production and Consumption**, v.41, p.64–74, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2023.07.009>.
- FERREIRA, A. C. B.; BOGIANI, J. C.; SOFIATTI, V.; BORIN, A. L. D. C.; PERINA, F. J.; FERREIRA, G. B.; SILVA, M. A. S.; MACHADO, P. L. O. A. Organic carbon stock changes and crop yield in a tropical sandy soil under rainfed grains-cotton farming systems in Bahia, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.52, p.e71219, 2022. <https://doi.org/10.1590/1983-40632022v5271219>.
- FIRMINO, A. V.; VIDAURRE, G. B.; OLIVEIRA, J. T.; GUEDES, M.; ALMEIDA, M. N. F.; SILVA, J. G. M.; LATORRACA, J. V. F.; ZANUNCIO, J. C. Wood properties of *Carapa guianensis* from floodplain and upland forests in Eastern Amazonia, Brazil. **Scientific Reports**, v.9, p.10641, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-46943-w>.
- FREITAS, I. C.; RIBEIRO, J. M.; ARAÚJO, N. C. A.; SANTOS, M. V.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; AZEVEDO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; FRAZÃO, L. A. Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado. **Rangeland Ecology & Management**, v.73, p.776-785, 2020.

<https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>.

- GATTI, L. V.; BASSO, L. S.; MILLER, J. B.; GLOOR, M.; DOMINGUES, L. G.; CASSOL, H. L. G.; TEJADA, G.; ARAGÃO, L. E. O. C.; NOBRE, C.; PETERS, W.; MARANI, L.; ARAI, E.; SANCHES, A. H.; CORRÊA, S. M.; ANDERSON, L.; RANDOW, C. V.; CORREIA, C. S. C.; CRISPIM, S. P.; NEVES, R. A. L. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature Climate Change**, v.595, p.388–393, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41586-021-03629-6>.
- GHOSH, A.; SINGH, A. K.; KUMAR, S.; MANÁ, M. C.; BHATTACHARYYA, R.; AGNIHORTRI, R.; GAHLAUD, S. K. S.; SANNAGOUDAR, M. S.; GAUTAMA, K.; KUMAR, R. V.; CHAUDHARI, S. K. Differentiating biological and chemical factors of top and deep soil carbon sequestration in semi-arid tropical inceptisol: an outcome of structural equation modeling. **Carbon Management**, v.11, n.5, p.441-453, 2020. <https://doi.org/10.1080/17583004.2020.1796143>.
- GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C. A.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v.14, p.e00178, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00178>.
- GOMES, L. C.; FARIA, R. M.; DE SOUZA, E.; VELOSO, G. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; FILHO, E. I. F. Modelling and mapping soil organic carbon stocks in Brazil. **Geoderma**, v.340, p.337–350, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.01.007>.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual técnico de pedologia**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. 3. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2015, 430 p.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Agropecuário 2017**. Disponível em: <<https://censoagro2017.ibge.gov.br>>. Acesso em: 20 fev. 2023.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil: compatível com a escala 1:250.000**. Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais. Rio de Janeiro: (Relatórios metodológicos) - v.45, p.168, 2019.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Amazônia Legal**. 2021. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/vegetacao/15819-amazonia-legal.html?=&t=o-que-e>>. Acesso em: 13 abr. 2023.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agropecuária**. 2022.

Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/>>. Acesso em: 07 fev. 2024.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA**. 2023. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/home/pms/brasil>. Acesso em: 13 abr. 2023.

IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão (ZEE-MA): etapa Bioma Amazônia**. São Luís: IMESC, 2019, 5778 p.

IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Maranhão (ZEE-MA): etapa Bioma Cerrado e Sistema Costeiro**. 2. ed., v.1. São Luís: IMESC, 2021a, 441 p.

IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico Econômico do Maranhão (ZEE-MA): meio socioeconômico, arranjos jurídicos-institucionais, dinâmicas de sobreposições e usos e cobertura da terra – Etapa Bioma Cerrado e Sistema Costeiro**. 2. ed., v.2. São Luís: IMESC, 2021b, 287 p.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use**. In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability**. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>>. Acesso em: 15 set. 2022.

KNAPP, S.; HEIJDEN, M. G. A. V. A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture. **Nature Communications**, v.9, p.3632, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05956-1>.

KASSAM, A.; FRIEDRICH, T.; DERPSCH, R. Global spread of conservation agriculture. **International Journal Environmental Studies**, v.76, p.29–51, 2019. <https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927>.

LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v.24, n.8, p.3285–3301, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>.

- LAPIG – Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento. **Atlas Digital das Pastagens Brasileiras**. 2021. Disponível em: <<https://atlasdaspastagens.ufg.br/map>>. Acesso em: 23 mar. 2023.
- LIMA, T. M.; WEINDORF, D. C.; CURI, N.; GUILHERME, L. R. G.; LANA, R. M. Q.; RIBEIRO, B. T. Elemental analysis of Cerrado agricultural soils via portable X-ray fluorescence spectrometry: Inferences for soil fertility assessment. **Geoderma**, v.353, p.264-272, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.06.045>.
- LOCATELLI, J. L., SANTOS, R. S., CHERUBIN, M. R., CERRI, C. E. P. Changes in soil organic matter fractions induced by cropland and pasture expansion in Brazil's new agricultural frontier. **Geoderma Regional**, v.28, p.00474, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00474>.
- LOCATELLI, J. L., LIMA, R. P. de, SANTOS, R. S., CHERUBIN, M. R., CREAMER, R. E., CERRI, C. E. P. Soil strength and structural stability are mediated by soil organic matter composition in agricultural expansion areas of the Brazilian Cerrado Biome. **Agronomy**, v.13, p.1-12, 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010071>.
- MAIA, S. M. F.; MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; LYRA, G. B.; LAL, R.; ASSAD, E. D.; CERRI, C. E. P. Potential of no-till agriculture as a nature-based solution for climate-change mitigation in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.220, p.105368, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105368>.
- MAPBIOMAS. 2024. Disponível em: <<https://brasil.MapBiomass.org/>>. Acesso em: 04 abr. 2024.
- MARTINS, T. G. V.; REIS, G. G.; REIS, M. G. F.; LEITE, R. V.; TELLES, L. A. A.; MENDES, G. G. C.; LAGE, M. R.; PINTO, D. L.; CARVALHO, T. S.; CARDOSO, H. M.; LORENZON, A. S.; MARTINS, D. V. V. Understanding the dynamics of the Brazilian market for native forest wood: a case study for Minas Gerais state, Brazil. **Revista Árvore**, v.45, p.4518, 2021. <https://doi.org/10.1590/1806-908820210000018>.
- MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. **Scientia Agricola**, v.78, n.3, p.e20190076, 2021. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0076>.
- MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; MAIA, S. M. F. Effect of long-term and soil depth on soil organic carbon stocks after conversion from native vegetation to conventional tillage systems in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.219, p.105336, 2022.

<https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105336>.

- MEDEIROS, A. S.; GONZAGA, G. B. M.; SILVA, T. S.; BARRETO, B. S.; SANTOS, T. C.; MELO, P. L. A.; GOMES, T. C. A.; MAIA, S. M. F. Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma Regional**, v.33, p.e00647, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647>.
- OLIVEIRA, D. C.; OLIVEIRA, D. M. S.; FREITAS, R. C. A.; BARRETO, M. S.; ALMEIDA, R. E. M.; BATISTA, R. B. CERRI, C. E. P. Depth assessed and up-scaling of single case studies might overestimate the role of C sequestration by pastures in the commitments of Brazil's low-carbon agriculture plan. **Carbon Management**, v.12, n.5, p.499-508, 2021. <https://doi.org/10.1080/17583004.2021.1977390>.
- OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. M. F.; FREITAS, R. C. A.; CERRI, C. E. P. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. **Regional Environmental Change**, v.22, p.87, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>.
- PHUKUBYE, K.; MUTEMA, M.; BUTHELEZI, N.; MUCHAONYERWA, P.; CERRI, C.; CHAPLOT, V. On the impact of grassland management on soil carbon stocks: a worldwide meta-analysis. **Geoderma Regional**, v.28, p.e00479, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00479>.
- RITCHIE, P. D. L.; PARRY, I.; CLARKE, J. J.; HUNTINGFORD, C.; COX, P. M. Increases in the temperature seasonal cycle indicate long-term drying trends in Amazonia. **Communications Earth & Environment**, v.3, p.199, 2022. <https://doi.org/10.1038/s43247-022-00528-0>.
- ROCHA, A. B. A.; BARBOSA, V. R. F.; FARIA, K. M. S.; MARTINS, E. S.; SOARES NETO, G. B. Geomorphologic Map of the Brazilian Cerrado by geomorphometric archetypes. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.23, n.3, p.1674-1684 2022. <http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v23i3.2132>.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., rev. e ampl. – Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>.

Acesso em: 15 set. 2022.

- SANTOS, G. A. A.; MOITINHO, M. R.; SILVA, B. O.; XAVIER, C. V.; TEIXEIRA, D. B.; CORÁ, J. E.; SCALA JÚNIOR, N. L. Effects of long-term no-tillage systems with different succession cropping strategies on the variation of soil CO₂ emission. **Science of the Total Environment**, v.686, p.413–424, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.398>.
- SANTOS, R. S.; WIESMEIER, M.; OLIVEIRA, D. M. S.; LOCATELLI, J. L.; BARRETO, M. S. C.; DEMATTÊ, J. A. M.; CERRI, C. E. P. Conversion of Brazilian savannah to agricultural land affects quantity and quality of labile soil organic matter. **Geoderma**, v.406, p.115509, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115509>.
- SILVA, F. L.; FUSHITA, A. T.; CUNHA-SANTIN, M. B.; BIANCHINI JÚNIOR, I.; VENEZIANI JÚNIOR, J. C. T. Gestão de recursos hídricos e manejo de bacias hidrográficas no Brasil: elementos básicos, histórico e estratégias. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.14, n.3, p.1626-1653, 2021. <http://dx.doi.org/10.26848/rbgf.v14.3.p1626-1653>.
- SILVA, L. A. P.; SOUZA, C. M. P.; SILVA, C. R.; BOLFE, E. L.; ROCHA, A. M. Projection of Climate Change Impacts on Net Primary Productivity of the Legal Amazon – Brazil. **Caderno de Geografia**, v.33, n.72, p.110-130, 2023. <https://doi.org/10.5752/p.2318-2962>.
- SIRENE - Sistema de Registro Nacional de Emissões. **Emissões de GEE por setor**. 2024. Disponível em: <<https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/emissoes/emissoes-de-gee-por-setor-1>>. Acesso em: 15 set. 2024.
- SONG, K.; ZHENG, X.; LV, W.; QIN, Q.; SUN, L.; ZHANG, H.; XUE, Y. Effects of tillage and straw return on water-stable aggregates, carbon stabilization and crop yield in an estuarine alluvial soil. **Scientific Reports**, v.9, p.4586, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-40908-9>.
- TAO, Y.; CAI-XIA, Z.; CHANG-RONG, Y.; ZHANG-LIU, D.; WEN-QING, H. Inter-annual changes in the aggregate-size distribution and associated carbon of soil and their effects on the straw-derived carbon incorporation under long-term no-tillage. **Journal of Integrative Agriculture**, v.17, n.11, p.2546–2557, 2018. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)61925-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61925-2).
- TELLES, T. S.; REYDON, B. P.; MAIA, A. G. Effects of no-tillage on agricultural land values in Brazil. **Land Use Policy**, v.76, p.124-129, 2018.

<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.04.053>.

VILELA, E. F.; CALLEGARO, G. M.; FERNANDES, G. W. **Biomass e agricultura: oportunidades e desafios**. Rio de Janeiro: Vertente edições. p.304, 2019.

WMO - World Meteorological Organization. **State of the Global Climate 2021**. n.1290, 2022.

Disponível em: <https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=11178>. Acesso em: 20 fev. 2022.

ZEFERINO, L. B.; LUSTOSA FILHO, J. F.; SANTOS, A. C.; CERRI, C. E. P.; OLIVEIRA, T. S. Simulation of changes in C and N stocks with land use and cover in Amazon Forest-Cerrado transition environment. **Geoderma**, v.404, p.115388, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115388>.

ZEFERINO, L. B.; LUSTOSA FILHO, J. F.; SANTOS, A. C.; CERRI, C. E. P.; OLIVEIRA, T. S. Soil carbon and nitrogen stocks following forest conversion to long-term pasture in Amazon rainforest-Cerrado transition environment. **Catena**, v.231, p.107346, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107346>.

2. CAPÍTULO II

POTENCIAL DE ARMAZENAMENTO DE CARBONO DO SOLO EM PASTAGENS DE LONGO PRAZO NA TRANSIÇÃO AMAZÔNIA-CERRADO

RESUMO

As pastagens desempenham papel fundamental no ciclo global do carbono, cobrindo cerca de 40% da superfície da Terra e armazenando aproximadamente 30% do carbono orgânico do solo (COS) global. O Brasil possui 154,5 milhões de hectares de pastagens, das quais mais de 63% apresentam algum grau de degradação. Nesse sentido, o objetivo deste estudo foi estimar os impactos causados por diferentes tipos de pastagens (natural, degradada e em boas condições) sobre os estoques de COS, bem como, analisar o avanço da área de pastagens no período de 1987 a 2022 na transição Amazônia-Cerrado, Brasil. Para tanto, foram coletados solos de 962 pontos amostrais em áreas de vegetação nativa distribuídas em 92 municípios da transição Amazônia-Cerrado, nas profundidades de 0-5, 5-15 e 15-30 cm. Em que, as estimativas de mudanças nos estoques de COS foram realizadas para os tipos de pastagens (naturais, degradadas e em boas condições) após 20 anos de implantação. Os resultados mostram que, após 20 anos, pastagens degradadas apresentam perdas que variam de 6% a 11% nos estoques de COS, enquanto que nas pastagens melhoradas, os ganhos de COS variam de 5% a 11%. As estimativas de estoques de COS evidenciam que há uma necessidade premente de recuperar pastagens degradadas na transição Amazônia-Cerrado. Isso permite recuperar e aumentar os estoques de COS, o que é essencial para contribuir para a mitigação das mudanças climáticas.

Palavras-chave: Biomas brasileiros, Mudanças no uso da terra, Matéria orgânica do solo.

2.1 Introdução

As emissões globais de gases do efeito estufa (GEE) de caráter antrópico aumentaram significativamente nas últimas décadas (IPCC, 2022). De 2014 a 2018, as emissões de GEE contribuíram para o aumento da temperatura média global de $1,04 \pm 0,09$ °C (WMO, 2022). Portanto, as mudanças climáticas estão no centro das discussões globais, devido às emissões exponenciais de GEE que têm impactado, entre outros fatores, o aumento da temperatura média e dos ciclos biogeoquímicos, o que por consequência, afeta negativamente a biodiversidade e o desenvolvimento socioeconômico global (IPCC, 2022; Hao et al., 2024).

O solo desempenha um papel fundamental, pois em nível global, constitui o principal sumidouro terrestre de carbono atmosférico (Locatelli et al., 2022; Wang et al., 2024). Portanto, o aumento da temperatura pode elevar a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) e aumenta a concentração atmosférica de CO₂, e consequentemente, contribui para as

mudanças climáticas globais (Paustian et al., 2016; Medeiros et al., 2022). Sendo assim, as diferentes estratégias de uso e manejo da terra influenciam o ciclo global de C e a conservação da biodiversidade (Medeiros et al., 2022; Oliveira et al., 2022; Locatelli et al., 2023).

Globalmente, as mudanças no uso e manejo da terra representam uma das principais fontes de emissões de GEE em regiões tropicais e subtropicais (Damian et al., 2021a; Medeiros et al., 2022; 2023a). O desmatamento e queima da vegetação nativa, seguidos pelo revolvimento intensivo do solo e o sobrepastoreio, reduzem a estabilidade dos agregados e do COS (Freitas et al., 2020; Medeiros et al., 2023b; Wan et al., 2024), alterando o microclima do solo e a desestruturação física dos habitats, contribuindo para a diminuição da abundância dos principais grupos da macrofauna do solo (Sofo et al., 2020).

Em relação, aos impactos causados pelo setor pecuário, as pastagens representam o principal tipo de mudança do uso da terra no mundo, ocupando o equivalente a 40% da superfície do planeta (Hao et al., 2024), e respondem por cerca de 16% das emissões globais do GEE (IPCC, 2022). Desse modo, contribui significativamente para o agravamento da crise ambiental e das mudanças climáticas.

No Brasil, a extensão territorial das pastagens abrange cerca de 154,5 milhões de hectares (MapBiomias, 2024), que comportam um rebanho bovino de 234 milhões de cabeças (IBGE, 2022), tornando o país detentor do maior rebanho bovino do mundo (FAOSTAT, 2019). De acordo com o Projeto MapBiomias (2024), as pastagens estão presentes em todos os biomas brasileiros principalmente na Amazônia (57.0 Mha) e Cerrado (47.0 Mha), que possuem cerca de 64% de toda área de pastagem no Brasil (Oliveira et al., 2022), com diferentes níveis de degradação em cada bioma brasileiro.

Neste sentido, é importante destacar o estado do Maranhão, que apresenta uma diversidade de ecótonos, pois seu território divide-se entre os biomas Cerrado (64,1%), Amazônia (34,8%) e Caatinga (1,1%) (Nunes, 2019). No contexto específico da pecuária no Maranhão, o rebanho bovino é de 9 milhões de cabeças (IBGE, 2022) e a área ocupada por pastagem corresponde a 27,1% do território estadual, equivalente a 9.143 Mha sendo 5.145 Mha na Amazônia e 3.999 Mha no Cerrado (MapBiomias, 2024).

Conforme Locatelli et al. (2023) o aumento do rebanho bovino na Amazônia e Cerrado contribui significativamente para a degradação dos solos desses biomas. No Brasil, os setores de Agropecuária e Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas (LULUCF) são responsáveis pela emissão de 67,2% de GEE (Brasil, 2024). Para o estado do Maranhão, esses

setores respondem por 16% e 62,4% das emissões anuais estaduais, respectivamente (Brasil, 2024). Portanto, apesar dos benefícios socioeconômicos, como a geração de emprego e renda pelo setor pecuário brasileiro, inevitavelmente a preservação ambiental é corriqueiramente questionada.

Ademais, a conversão de áreas sob vegetação nativa para pastagem pode alterar significativamente o aporte de resíduos orgânicos, afetando a macrofauna, os estoques de COS e a biodiversidade do agroecossistema (Alvarez et al., 2021; Phukubye et al., 2022). Por exemplo, Medeiros et al. (2021) constata reduções de 12%-27% para pastagens degradadas na região semiárida do Brasil. Oliveira et al. (2022) observaram redução de 6% nas pastagens degradadas, além de aumentos de 7% nas pastagens bem manejadas e de 19% nos estoques de COS nas pastagens recuperadas no Brasil. Por sua vez, Ogle et al. (2004), utilizando uma meta-análise com conjunto de dados global, estimaram perdas de 3% em pastagens degradadas e aumentos de 17% nos estoques de COS para pastagens melhoradas em regiões tropicais. Similarmente, Phukubye et al. (2022) encontraram em um conjunto de dados global, ganhos médios de 6% nos estoques de COS em pastagens bem manejadas e com pastejo rotacionado.

Neste contexto, estimativas indicam que de toda área de pastagens dentro do território brasileiro, entre 50% e 70% estão degradadas ou apresentam algum estágio de degradação, restringindo o potencial dos solos nessas áreas para armazenar COS e conservar a biodiversidade (Damian et al., 2023). Frente ao exposto, é premente a necessidade de analisar os impactos causados pela substituição da vegetação nativa por pastagens nos estoques de COS dos diferentes biomas do Brasil.

Diante do todo o exposto, a hipótese deste estudo é que diferentes tipos de pastagem alteram a dinâmica dos estoques de COS e a paisagem na transição Amazônia-Cerrado. Neste sentido, o objetivo com este estudo foi estimar os impactos causados pela adoção de diferentes tipos de pastagens (natural, degradadas e boas condições) a partir da conversão de vegetação nativa sobre os estoques de COS, além disso avaliar as mudanças no COS pela adoção da estatística descritiva, assim como analisar o avanço da área de pastagem no período de 1987 a 2022 na zona de transição Amazônia-Cerrado, Brasil.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo e amostragem de solo

O estado do Maranhão está localizado na transição Amazônia-Cerrado, na região

Nordeste do Brasil (Figura 1), possui extensão territorial de 329.651,496 km² (IBGE, 2023), formado por 217 municípios distribuídos em cinco mesorregiões (Norte, Leste, Oeste, Centro e Sul) (IMESC, 2021; IBGE, 2023). A população do Maranhão é a 6.776.699 habitantes, com densidade demográfica de 21 hab km² e Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) de 0,676, sendo o menor do Brasil (IBGE, 2024).

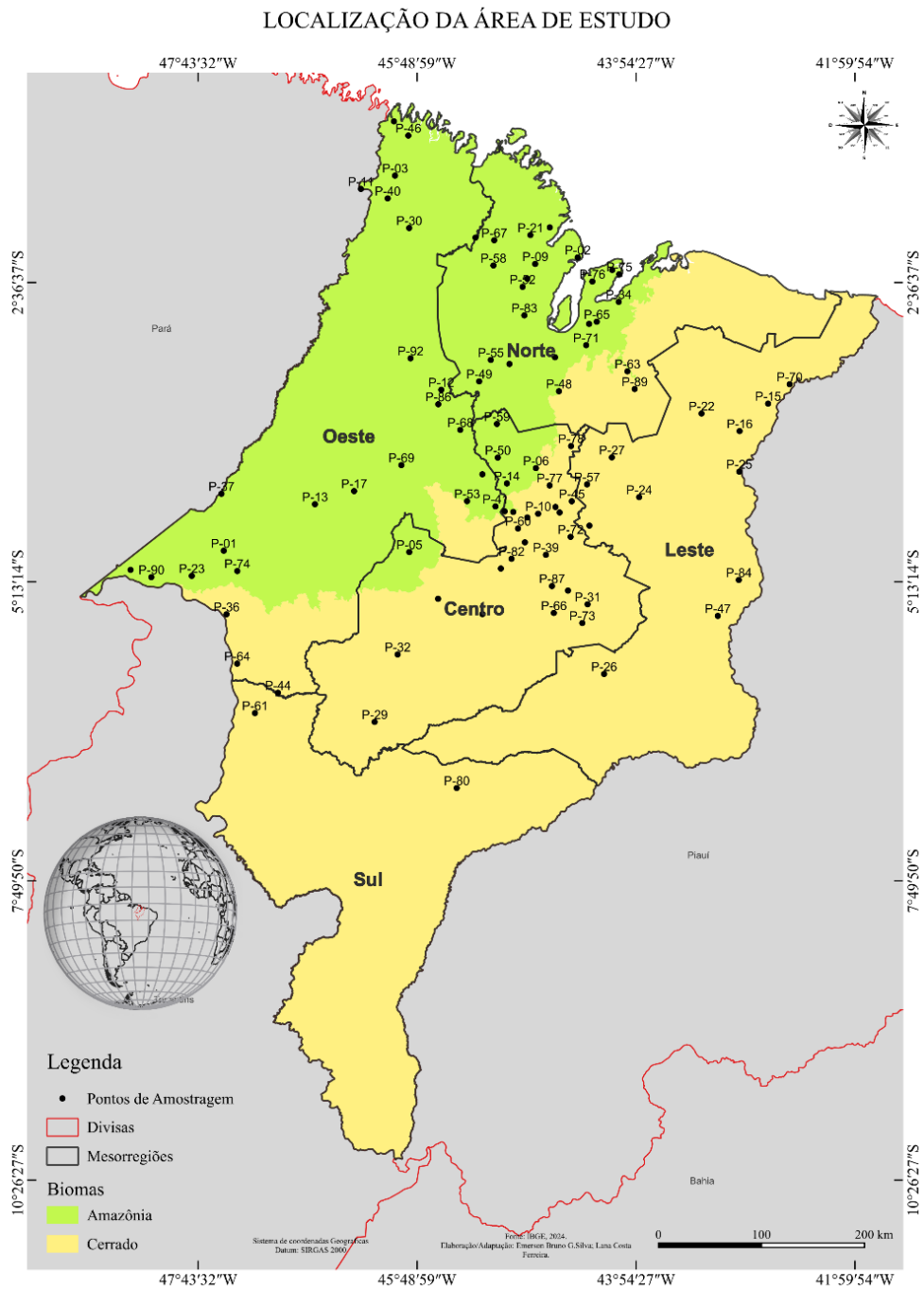


Figura 1. Localização geográfica do estado do Maranhão e pontos de amostragem na transição Amazônia-Cerrado, Brasil.

O território maranhense consiste em um conjunto de paisagem e de ecossistemas transicionais, pois está situado em uma zona de transição entre três biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado e Caatinga), além do ecossistema da Zona Costeira, banhado pelo Oceano Atlântico. Ademais 64,1% (138 municípios) do território está situado no bioma Cerrado, 34,8% (110) no bioma Amazônia e apenas 1,1% (12) está inserido na Caatinga (IMESC, 2021). Em relação aos tipos de solo, predominam as classes *Oxisols*, *Arenosols*, *Plinthosols* e *Acrisols* (IUSS, 2015) ou Latossolos, Neossolos, Plintossolos e Argissolos segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (Santos et al., 2018). O perfil morfoclimático do estado apresenta variação de úmido, superúmido e semiárido, ocorrência de regime pluviométrico com duas estações bem definidas, um período seco (Jun.-Nov.) e outro chuvoso (Dez.-Mai.), com presença de vasta rede hidrográfica e extensas planícies fluviais inundáveis (IMESC, 2019, 2021). Essas condições ambientais, são favoráveis ao desenvolvimento do setor agropecuário, que tem sido amplamente difundido no estado, prevalecendo os sistemas de pastagens (pecuária extensiva) e lavouras temporárias, principalmente, a produção de grãos (soja e milho) e algodão (IMESC, 2019, 2021). Além disso, o estado do Maranhão está inserido na principal fronteira agrícola brasileira da atualidade, denominada MATOPIBA, que corresponde a extensão geográfica que recobre parcialmente os territórios dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia (Bachi et al., 2023).

Em 962 pontos de amostragem distribuídos em 92 municípios do estado do Maranhão (Figura 1), foram utilizados dados de COS a partir de amostras deformadas de solo coletadas em áreas sob diferentes vegetações nativas (C_{REF}). Amostras de solo foram coletadas até 30 cm de profundidade, nas camadas 0-5, 5-15 e 15-30 cm de profundidade, no ano de 2021 pela equipe do Laboratório de Solos e Recursos Ambientais (LabSolos) da Universidade Federal do Maranhão. Estas amostras foram secas em estufa a 60 °C durante 24 horas e peneiradas com uma malha de 2 mm para remover pedras e fragmentos de galhos e raízes antes das análises. O conteúdo de carbono orgânico total do solo ($g\ dm^{-3}$) foi determinado conforme Raij et al. (2001).

2.2.2 Estimativas de estoques de COS em solos minerais e orgânicos

As estimativas das mudanças nos estoques de COS foram realizadas para as áreas de pastagens localizadas nos biomas Amazônia (51 municípios) e Cerrado (41 municípios),

totalizando amostragem em 92 municípios do estado do Maranhão. Os cálculos dos estoques de COS foram realizados para a camada de 0-30 cm, considerando a associação entre os tipos de solos nos municípios situados na transição Amazônia-Cerrado. Dessa forma, as estimativas das mudanças nos estoques de COS nas áreas de pastagem foram realizadas de acordo com a metodologia proposta pelo Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC, 2006), conforme Equação (1).

$$COS = \sum_{e,m} (C_{Ref} * F_{MU} * F_{MJ} * A) \quad (1)$$

Em que, e = representa as associações entre os tipos de solos e tipo de vegetações nativas; m = municípios dentro de cada bioma; C_{Ref} = estoque médio de C do solo sob vegetação nativa ($Mg\ C\ ha^{-1}$); F_{MU} = fator de alteração no estoque de COS para a mudança de uso da terra; F_{MJ} = fator de alteração de estoque para cada tipo de pastagem avaliada; A = área (ha) de pastagem em cada município do Maranhão.

Foram utilizados os valores dos fatores de alterações nos estoques de COS disponibilizados no Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de GEE (Brasil, 2020a), considerando as áreas de pastagens naturais, degradadas e em boas condições (Tabela 1). É importante destacar que foi adotado os percentuais de áreas com pastos naturais (19%), degradados (10%) e em boas condições (72%) para o estado do Maranhão (Brasil, 2020a).

Tabela 1 - Fatores de alterações nos estoques de COS para diferentes tipos de pastagens (naturais, degradadas e em boas condições), derivados para a camada 0-30 cm no Brasil.

Fatores de alterações de COS	Pastagem		
	Natural	Degradada	Boas condições
F_{MU}	1,00	1,00	1,00
F_{MJ}	1,00	0,94	1,11

F_{MU} - fator de alteração no estoque de COS para a mudança de uso da terra; F_{MJ} - fator de alteração de estoque para as práticas de manejo. Fonte: Adaptado de Brasil (2020a).

2.2.3 Taxas de mudanças nos estoques de COS

As taxas de mudanças nos estoques de COS promovidas pelos sistemas de pastagens foram calculadas utilizando a metodologia baseada no IPCC (Maia et al., 2013), a qual permite o cálculo da alteração do carbono do solo em função dos ajustes promovidos pelos fatores de mudança nos estoques de COS (Tabela 1). Sendo assim, é feito ajuste da taxa de mudança do COS do solo para cada sistema de uso da terra, aplicando-se o seu respectivo fator. Neste estudo,

foram utilizados os fatores de mudança nos estoques de COS (Tabela 1) derivados para 20 anos e camada 0-30 cm para pastagens (Brasil, 2020a), de acordo com a Equação (2).

$$\text{Baseado no IPCC} = \frac{((C_{Ref} \times F_E) - C_{Ref})}{T_{Fe}} \quad (2)$$

Em que, C_{REF} representa o estoque de C na área de referência (vegetação nativa), F_E é o fator de emissão de CO_2 após a mudança nos estoques de COS para cada tipo de pastagem avaliada, e T_{Fe} é o período de tempo (anos) de cada fator utilizado, que neste estudo corresponde a 20 anos.

2.2.4 Análise espacial dos dados e evolução da área de pastagem na transição Amazônia-Cerrado

Foram feitas amostragem dos 962 pontos de solo ocorreu na transição Amazônia-Cerrado, que foram georreferenciados sob o SIRGAS 2000 e inseridos no Sistema de Informação Geográfica QGIS, versão 3.30 (QGIS, 2023) para análise espacial e mapeamento. Além deste, também foram utilizados o *software* Google Earth Pro (Google, 2023) e a plataforma online Google Earth Engine (GEE, 2023). Para tanto, as imagens e mapas utilizados para coleta de dados e elaboração de mapas temáticos foram coletadas nos bancos de dados disponibilizados nos sites oficiais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2023) e Projeto MapBiomas (MapBiomas, 2024). Além disso, as imagens utilizadas para o tratamento de dados de uso da terra em formato raster foram obtidas pelo Projeto MapBiomas (Coleção 7), a partir de imagens do satélite Landsat, com resolução de 30 metros, disponíveis gratuitamente na plataforma Google Earth Engine e com uma série temporal de 1987 a 2022. Neste estudo foi realizado a análise do recorte temporal 35 anos, com intervalo de 5 anos, para avaliar a redução da área de vegetação nativa e evolução da pastagem na transição Amazônia-Cerrado nesse período. Para esse procedimento, foram utilizadas imagens dos dados de uso e ocupação do solo nas diferentes regiões administrativas do Maranhão, obtidas pelo Projeto MapBiomas (Coleção 7) a partir de imagens do satélite Landsat com resolução de 30 metros, disponíveis gratuitamente na plataforma Google Earth Engine.

2.2.5 Análise estatística

Os dados obtidos foram analisados considerando o delineamento inteiramente casualizado no qual foram avaliados diferentes tratamentos (pastagens naturais, degradadas e em boas condições) dentro de cada ambiente avaliado (estado do Maranhão, biomas Amazônia

e Cerrado, e mesorregiões administrativas – Norte, Sul, Leste, Oeste e Central). Todos os conjuntos de dados foram submetidos a uma série de procedimentos estatísticos, incluindo a análise de normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk ($p \leq 0,05$), análise de variância (teste F) e comparação de médios (teste de Tukey a 0,05 nível de significância). Além disso, foi realizada a análise de homogeneidade de variância, sendo removido os outliers identificados de cada conjunto de dados.

2.3 Resultados

2.3.1 Estoque de COS na transição Amazônia-Cerrado

A área total analisada nesse estudo corresponde a 4.482.483,96 ha de pastagens naturais, degradadas e em boas condições, sendo 2.653.267,27 ha no bioma Amazônia, e 1.829.216,69 ha no Cerrado maranhense (Tabela 3). As estimativas indicam que em toda essa área de pastagem no estado do Maranhão estão armazenados 140.325.842,84 Mg de COS na camada de 0-30 cm. Desse total, 52,2% estão sequestrados nas áreas do bioma Amazônia e 47,8% no Cerrado.

Tabela 2 - Valores médios da estimativa do estoque de COS e áreas de pastagem (natural, degradada e em boas condições) na transição Amazônia-Cerrado.

Bioma Amazônia	Tipos de pastagem		
	Natural	Degradada	Boas condições
Área (ha)	499.129,49	262.699,73	1.891.438,05
COS (Mg)	12836042,29	6350463,03	53992447,35
Bioma Cerrado			
Área (ha)	344.110,07	181.110,56	1.303.996,06
COS (Mg)	11777981,11	5827001,179	49541907,89

Os dados da estatística descritiva foram analisados considerando os tipos de pastagem (naturais, degradadas e em boas condições), nos biomas Amazônia e Cerrado. Os resultados dos estoques de COS para a camada de 0-30 cm indicam que o Cerrado apresentou a maior média (40,16 Mg ha⁻¹) com o Amazônia (31,11 Mg ha⁻¹) (Tabela 2). Além disso, os resultados dos coeficientes de variação indicaram um valor 34,6% maior no bioma Amazônia em relação ao Cerrado. A incerteza foi estimada por meio do desvio padrão, e os resultados destacam que a incerteza dos estoques de COS é maior na Amazônia (Tabela 2).

As estatísticas descritivas para as mesorregiões administrativas nas transições Amazônia-Cerrado indicam médias de COS variando entre 28,26 Mg ha⁻¹ na mesorregião Oeste e 39,18

Mg ha⁻¹ na Norte. É importante destacar que as incertezas foram altas para as mesorregiões, exceto para a mesorregião Sul com 3,22 Mg ha⁻¹. Além disso, o coeficiente de variação oscilou de 0,10% a 0,42% entre as mesorregiões localizadas na transição Amazônia-Cerrado.

Tabela 3 - Estatística descritiva dos estoques de carbono orgânico do solo (Mg ha⁻¹) avaliados nos tipos de pastagem da transição Amazônia-Cerrado.

	Carbono orgânico do solo (Mg ha ⁻¹)	
	Amazônia	Cerrado
Válidos	51	41
Média	31,109	40,157
Desvio Padrão	12,663	10,695
Coeficiente de Variação (%)	0,407	0,266
Mínimo	3,921	13,820
Máximo	72,800	61,190
25th percentile	22,980	33,530
50th percentile	29,310	40,900
75th percentile	35,060	45,490

De acordo com os dados apresentados na Figura 2, observou-se que os tipos de pastagem localizados no bioma Amazônia apresentaram valores de estoque de COS discrepantes da média geral (31,11 Mg ha⁻¹). Para o Cerrado, os resultados demonstram que os valores de estoques de COS encontrados estão dentro da média geral para o bioma (40,16 Mg ha⁻¹).

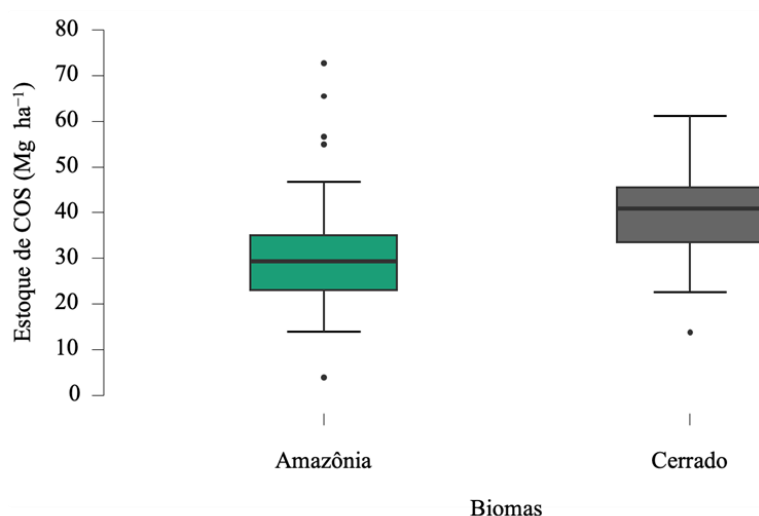


Figura 2. Estoques médios de COS (Mg ha⁻¹) em pastagens na transição Amazônia-Cerrado. A linha central indica a média, o quadrado representa os quartis, as barras o intervalo de confiança e os círculos indicam outliers para a média.

Os resultados deste estudo mostram que os estoques médios de COS no estado do Maranhão apresentam valores significativamente ($p \leq 0,05$) diferentes para os tipos de pastagens: natural (35,04 Mg C ha⁻¹), degradada (32,94 Mg C ha⁻¹) e em boas condições (38,90 Mg C ha⁻¹) (Figura 3). Considerando apenas as áreas inseridas no bioma Amazônia maranhense, as estimativas indicam diferenças ($p \leq 0,05$) nos estoques médios para natural (30,93 Mg C ha⁻¹), degradada (29,07 Mg C ha⁻¹) e em boas condições (34,33 Mg C ha⁻¹) (Figura 3). Para o bioma Cerrado maranhense, os estoques médios também apresentaram diferenças ($p \leq 0,05$), na natural (40,16 Mg C ha⁻¹), degradada (37,75 Mg C ha⁻¹) e em boas condições (44,58 Mg C ha⁻¹) (Figura 3).

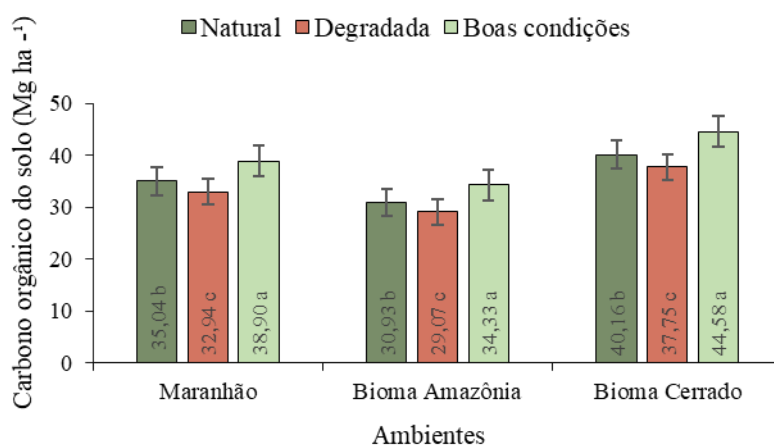


Figura 3. Valores médios dos estoques de COS (Mg ha⁻¹) para tipos de pastagem considerando a camada de 0-30 cm na transição Amazônia-Cerrado. Letras minúsculas comparam os tipos de pastagens dentro de cada ambiente. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de profundidade.

Em relação as taxas de mudanças nos estoques de COS, os resultados mostram diferentes respostas para a camada 0-30 cm nos ambientes avaliados após 20 anos de implantação das pastagens (Figura 4). Considerando todo o estado do Maranhão, os valores estimados para as taxas de mudanças nos estoques de COS indicam ausência de mudanças nas pastagens naturais, perdas de -0,11 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para pastagens degradadas, e ganhos de 0,19 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹

nas pastagens em boas condições. Nas pastagens degradadas, houve reduções nas taxas dos estoques de COS de -0,09 e -0,12 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ nos biomas Amazônia e Cerrado, respectivamente. Em contrapartida, nas pastagens em boas condições foram observados aumentos nos estoques de COS sob taxas de 0,17 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para a Amazônia e 0,22 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para o Cerrado maranhense (Figura 4).

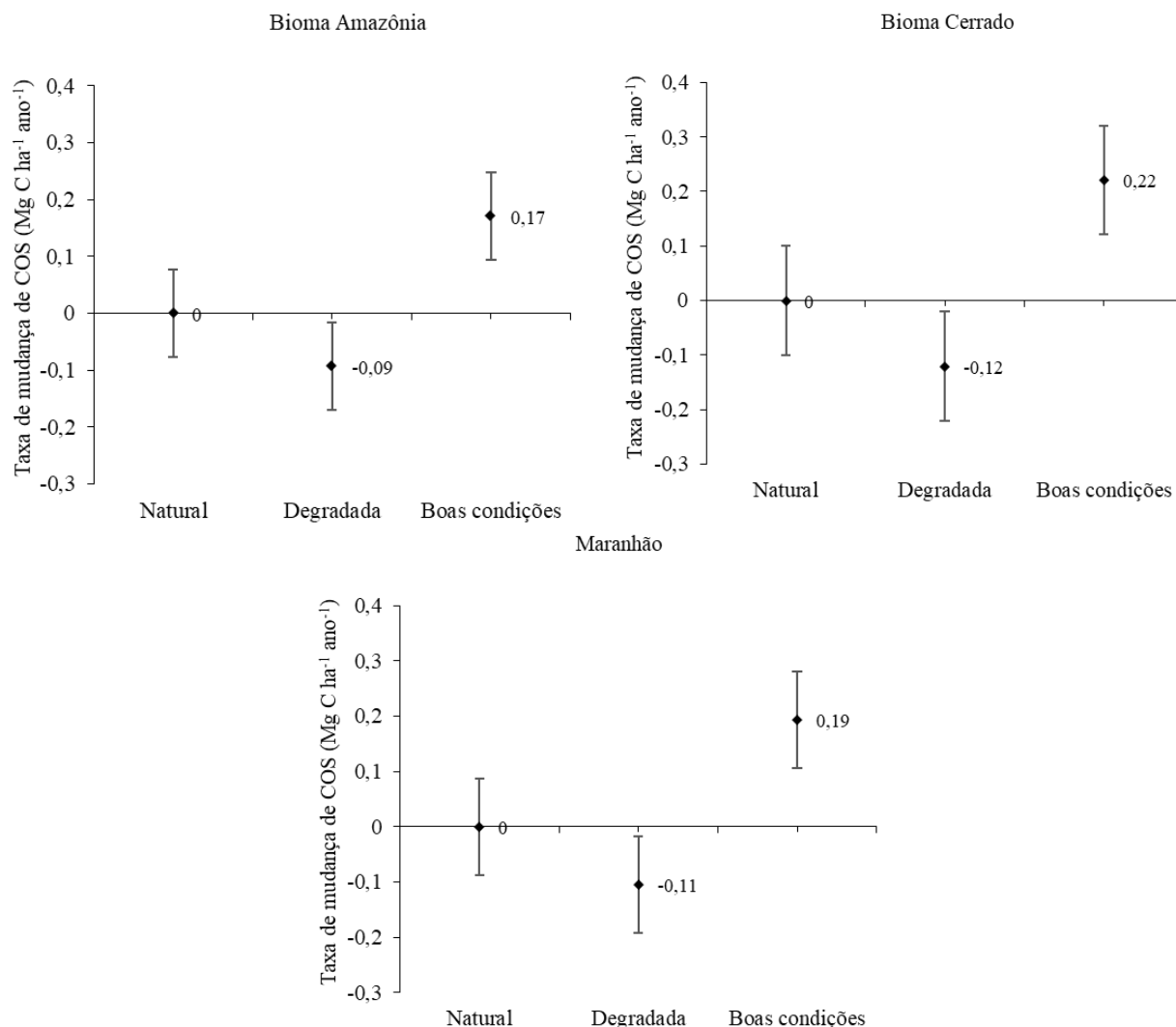


Figura 4. Taxas de mudanças das estimativas dos estoques de COS (Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) em áreas de pastagem (natural, degradada e em boas condições), considerando todo o estado do Maranhão e os biomas Amazônia e Cerrado maranhense. As barras indicam o desvio padrão.

2.3.2 Estoque de COS nas mesorregiões administrativas na transição Amazônia-Cerrado

Analisando todo o conjunto de dados dos estoques de COS das mesorregiões administrativas da transição Amazônia-Cerrado, observa-se que houve baixa variação nos valores com a média geral, especialmente nas mesorregiões Norte e Oeste (Figura 5). A

mesorregião Central apresentou a maior média de COS ($39,18 \text{ Mg ha}^{-1}$) e a mesorregião Oeste apresentou a menor média de COS ($28,26 \text{ Mg ha}^{-1}$).

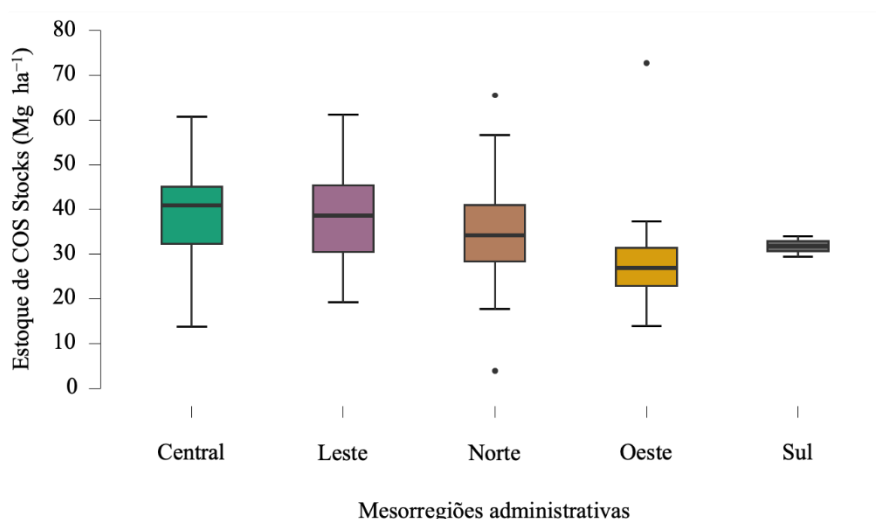


Figura 5. Estoques médios de COS (Mg ha^{-1}) em tipos de pastagens nas mesorregiões administrativas da transição Amazônia-Cerrado. A linha central indica a média, o quadrado representa os quartis, as barras o intervalo de confiança e os círculos indicam outliers para a média.

Em relação aos tipos de pastagem, os resultados dos estoques médios de COS indicam diferenças ($p \leq 0,05$) entre as mesorregiões administrativas na transição Amazônia-Cerrado. Nossas estimativas para as pastagens naturais nas mesorregiões são: $36,67$; $39,18$; $28,26$; $38,32$ e $31,75 \text{ Mg C ha}^{-1}$ nas mesorregiões administrativas Norte, Central, Oeste, Leste e Sul, respectivamente (Figura 6). Para as pastagens degradadas, os resultados mostram reduções de $10,8\%$ no estoque de COS para a mesorregião Norte e de $6,0\%$ para as demais mesorregiões em relação à pastagem natural. Por outro lado, nas pastagens em boas condições, foram encontrados maiores estoques respectivos de COS de $5,32\%$ para a mesorregião Norte e $11,00\%$ para as demais mesorregiões (Figura 6).

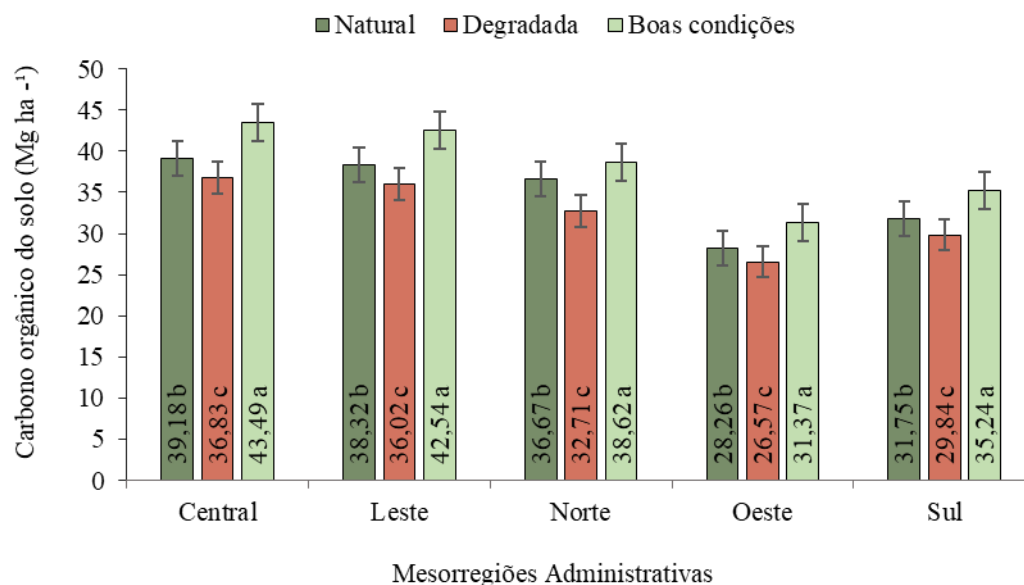


Figura 6. Valores médios de estoque de COS para áreas de diferentes tipos de pastagens, na camada de 0-30 cm distribuídos nas mesorregiões administrativas na transição Amazônia-Cerrado. Letras minúsculas comparam os tipos de pastagens dentro de cada mesorregião. Valores médios seguidos pela mesma letra não diferem pelo teste de Tukey a 5% de profundidade.

Para as taxas de mudanças nos estoques de COS, os resultados evidenciaram aumentos variando de 0,16 a 0,22 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ nas áreas de pastagens em boas condições das mesorregiões (Figura 7). Em contrapartida, os valores das taxas em pastagens degradadas evidenciaram apenas perdas de COS, oscilando de 0,08 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na mesorregião Oeste a 0,12 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na mesorregião Central (Figura 7).

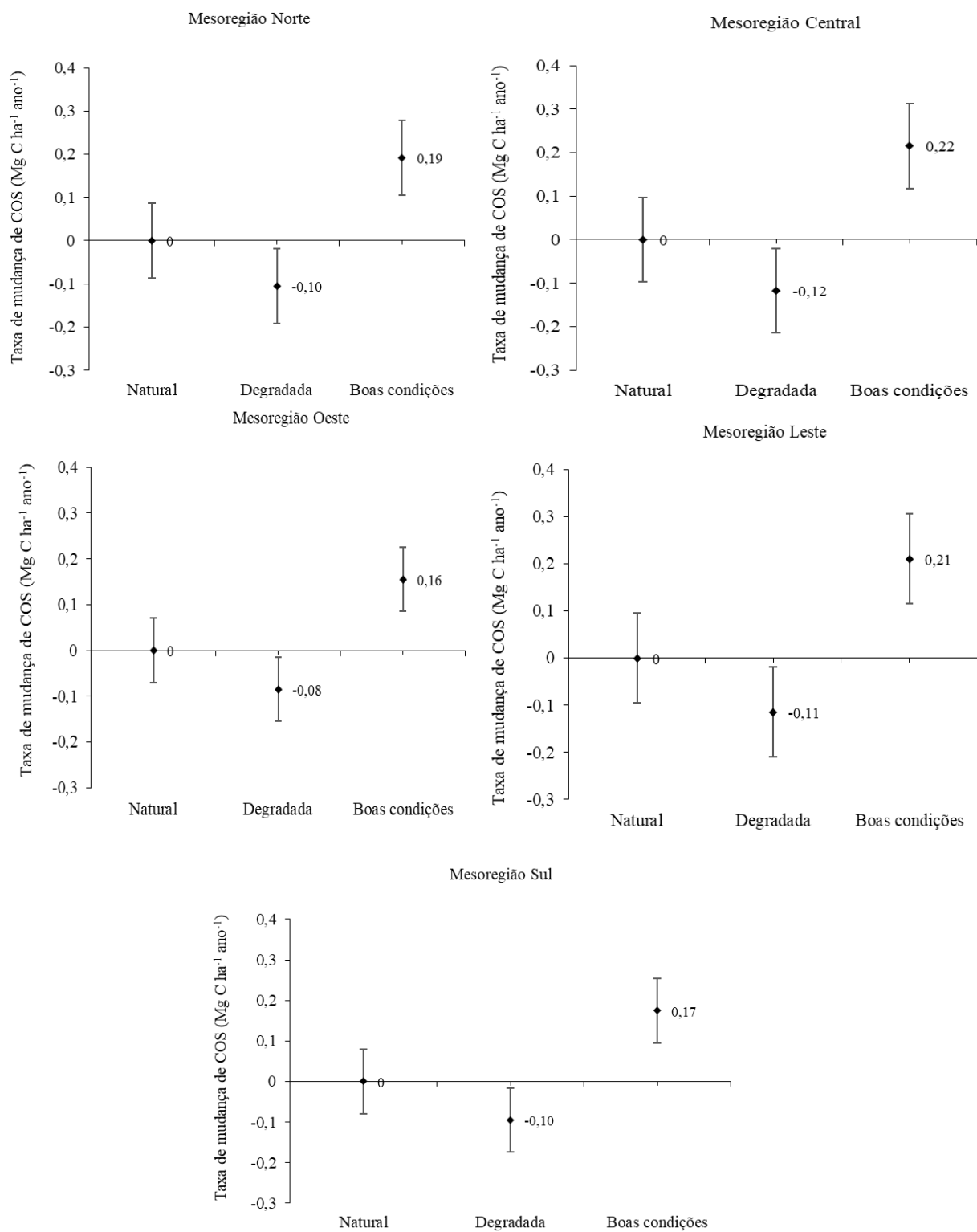
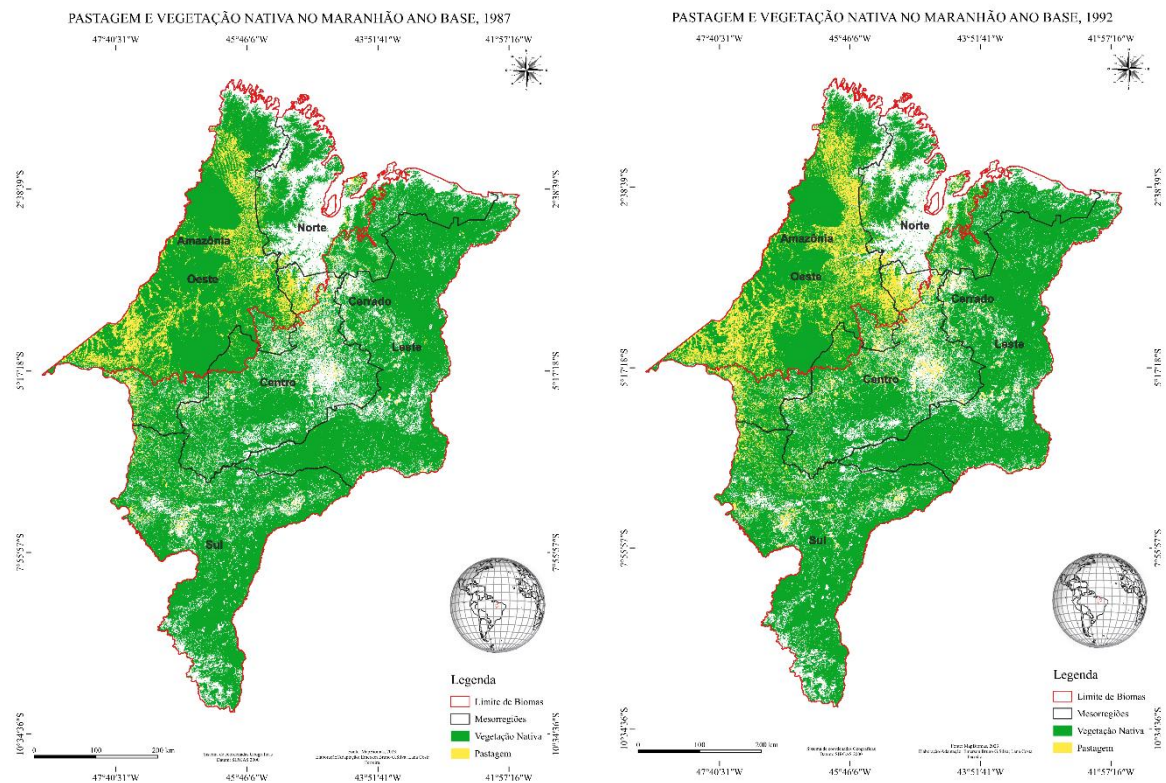
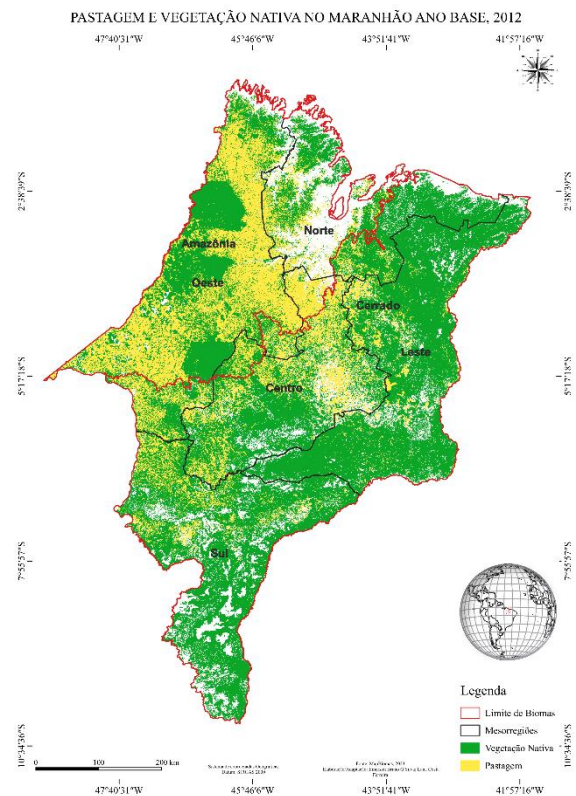
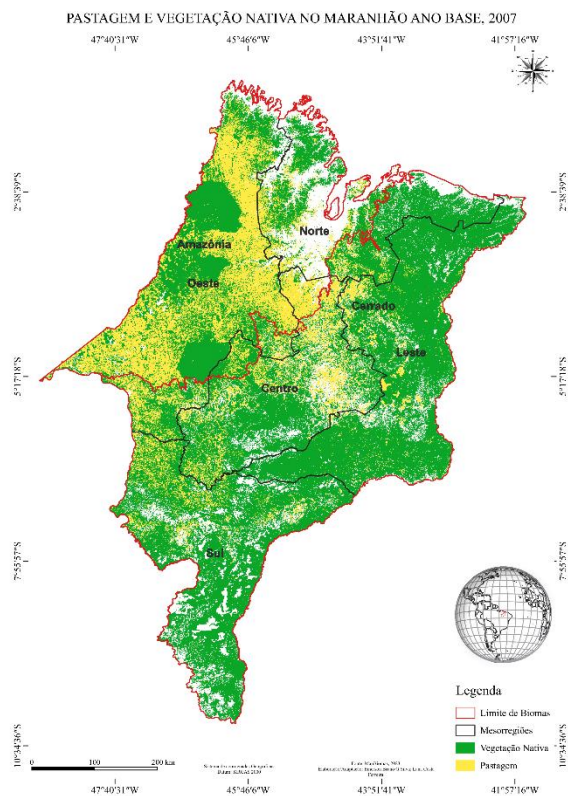
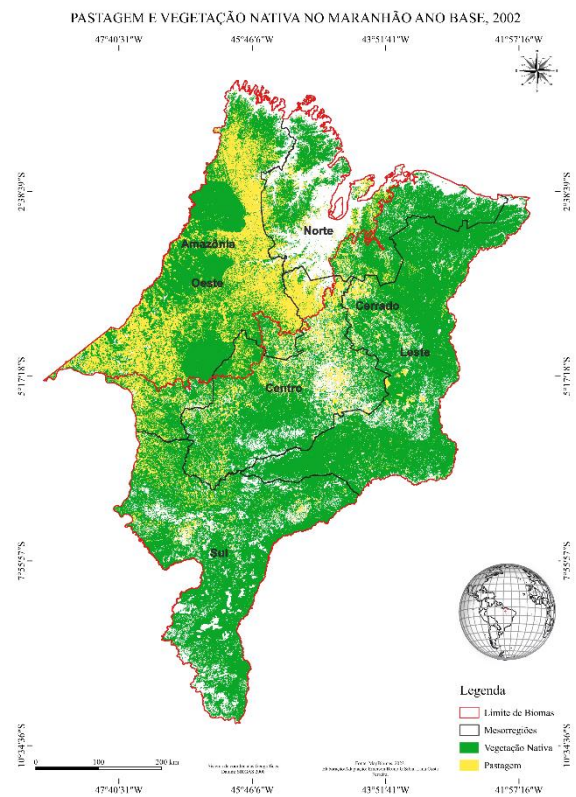
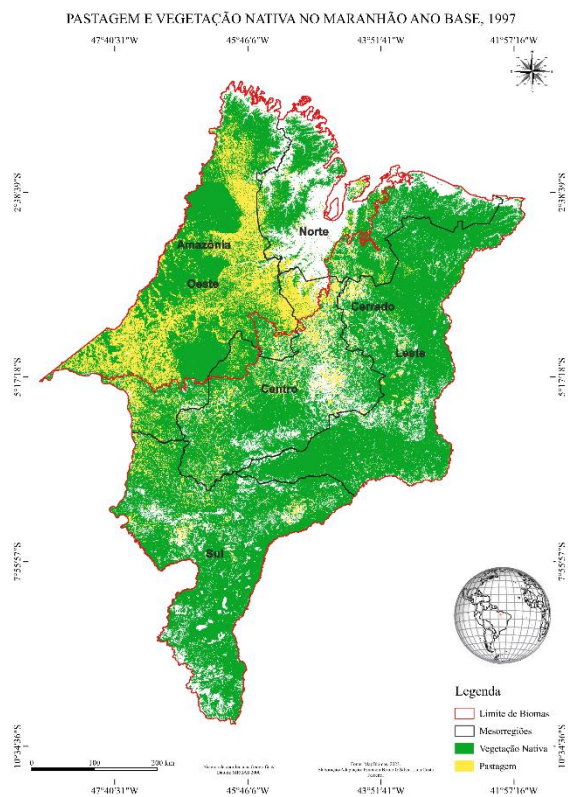


Figura 7. Taxas de mudanças nos estoques de COS em áreas de pastagem (natural, degradada e em boas condições), nas mesorregiões na transição Amazônia-Cerrado. As barras indicam o desvio padrão.

2.3.3 Dinâmica das áreas de pastagem na transição Amazônia-Cerrado (1987 a 2022)

As áreas sob pastagens apresentaram crescimento exponencial na transição Amazônia-Cerrado nos últimos 35 anos, principalmente na porção inserida no bioma Amazônia, passando de 2.250,260 ha em 1987 para 9.143,116 ha em 2022 (Figura 8). Além disso, à medida que a área de pastagem aumentou nessa região, a área vegetação nativa diminuiu significativamente em 6.716,840 ha (27,80%) nesse período (Figura 8).





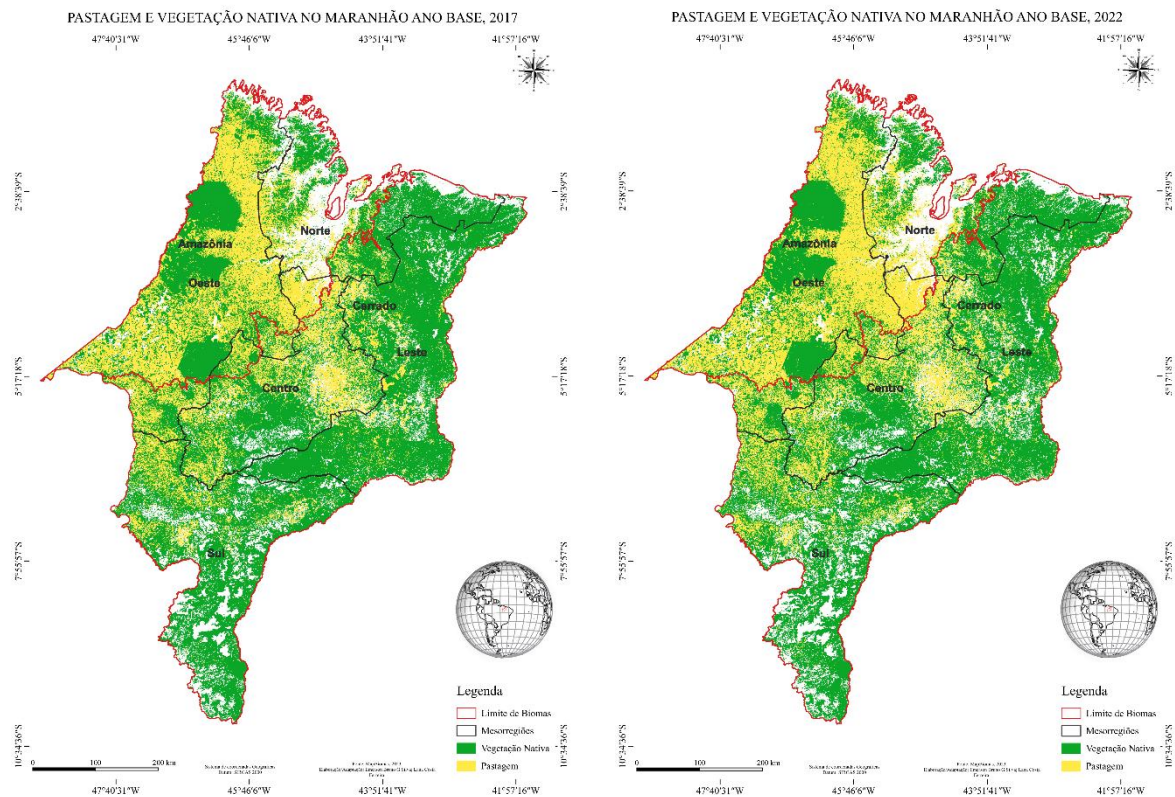


Figura 8. Dinâmica espaço-temporal da vegetação nativa e dos tipos de pastagens na transição Amazônia-Cerrado de 1987 a 2022

A área de pastagem na transição Amazônia-Cerrado apresentou crescimento acentuado, passando de uma variação negativa de 0,18% em 1987 para um aumento de 0,60% em 1992, mantendo uma evolução positiva nos anos subsequentes (Figura 9). Quanto à área de vegetação nativa, apenas variação negativa foi registrada no período de 1987 a 2022 (Figura 9).

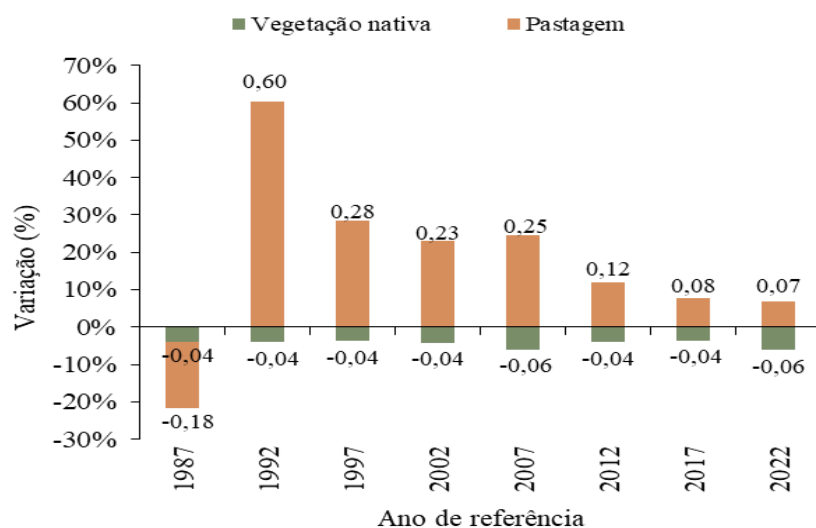


Figura 9. Taxa de variação das áreas de pastagem e vegetação nativa no estado do Maranhão

no período de 1987 a 2022.

2.4 Discussão

2.4.1 Dinâmica do estoque de carbono na transição Amazônia-Cerrado

Em escala global, os setores de mudanças no uso da terra e agropecuária estão entre os principais contribuintes para a degradação dos estoques de COS (Paustian et al., 2016; Medeiros et al., 2021; Hao et al., 2024). Estimativas sugerem que ao longo dos últimos 12.000 anos, essas atividades resultaram na redução global de aproximadamente 133 Pg de C na camada de 1 m de profundidade do solo (Sanderman et al., 2017; Locatelli et al., 2022). Conforme os dados do Sistema de Registro Nacional de Emissões (Brasil, 2024), em 2020 o Brasil emitiu 1.785,785 Gg de CO₂ eq, com 67,2% dessas emissões provenientes dos setores de agropecuária (554,989 Gg de CO₂ eq) e LULUCF (644,456 Gg de CO₂ eq). As emissões estão associadas principalmente à retirada da vegetação nativa para expansão das atividades agrícolas, especialmente os sistemas de pastagem, que ocupam cerca de 20% do território brasileiro (Campos et al., 2022), e aproximadamente 27,1% do território estadual do Maranhão (Figura 9). Esses números são preocupantes, considerando o Brasil, cerca de 63,2% (97,6 milhões de hectares) de pasto apresentam algum grau de degradação (Matricardi et al., 2020; Campos et al., 2022). As pastagens desempenham um papel estratégico no balanço de carbono, com potencial tanto de emissão quanto de sequestro de CO₂, dependendo da qualidade do manejo das pastagens (Tavanti et al., 2020; Oliveira et al., 2022; Medeiros et al., 2023a; Wang et al., 2024). Neste contexto, estima-se que as pastagens armazenam de 10% a 30% do COS global (Wan et al., 2024), porém, tem potencial para sequestrar até 70% (Lal, 2018).

Os resultados indicam que em pastagens degradadas na transição Amazônia-Cerrado, a perda de COS varia de 6 a 10,8%, enquanto nas pastagens em boas condições o aumento no COS chegou até 11% em relação a área de vegetação nativa, considerando a camada 0-30 cm após 20 anos de implantação dependendo da mesorregião avaliada (Figura 6). Por exemplo, na mesorregião Norte na transição Amazônia-Cerrado, as estimativas indicam redução mais acentuada nos estoques de COS nas áreas de pastagens degradadas (10,8%) e o aumento menos expressivo no COS nas pastagens em boas condições (5,32%). Esse resultado, de certa forma já era esperado, e pode ser justificado pelas diferenças nas características edafoclimáticas dessa mesorregião em relação as demais.

A mesorregião Norte é caracterizada por uma variedade de paisagens e ecossistemas transicionais, abrangendo partes do seu território tanto do bioma Amazônia quanto no Cerrado, além do ecossistema costeiro, banhado pelo Oceano Atlântico (IMESC, 2021). Como resultado dessas características, existem diferenças marcantes na temperatura média, precipitação anual e tipos de solo, predominando as classes de solos com alto teor de areia (>60% - IMESC, 2019), que têm menor capacidade para manter o carbono no solo (Medeiros et al., 2021). Além disso, na mesorregião Norte do Maranhão, há uma extensão do período de inundação, com a presença de solos hidromórficos, como os Gleissolos, que possuem baixa capacidade de drenagem, e pH elevado (Santos et al., 2018; IMESC, 2019).

Os resultados obtidos neste estudo para diferentes tipos de pastagens na transição Amazônia-Cerrado, fornecem importantes informações sobre a dinâmica do COS nessa região. Por exemplo, a redução nos estoques de COS (Figura 6) em pastagens degradadas constatada nesse estudo foi acima dos 3% observados por Ogle et al. (2004) para um conjunto de dados globais em regiões tropicais, considerando a camada 0-30 cm e o período de 20 anos após o estabelecimento das pastagens. É relevante salientar que as diretrizes do IPCC (2006) também adotam como padrão nas estimativas nacionais de GEE a perda de 3% nos estoques de COS para pastagem degradada. Fato este, pode estar relacionado as diferentes condições das pastagens e aos tipos manejos adotados para os pastos em áreas tropicais. No presente estudo, a diminuição dos estoques COS, possivelmente é resultante da baixa adição de biomassa nas pastagens degradadas, sendo insuficiente para manter os níveis de C do solo intocados, associado aos intensos processos erosivos pelo manejo inadequado e a compactação da camada superficial do solo.

A análise dos estoques de COS em pastagens degradadas na zona de transição Amazônia-Cerrado em contraste com estudos conduzidos nos biomas Amazônia e Cerrado, observa-se que estão alinhados com as perdas estimadas entre 6% e 9% relatados por Oliveira et al. (2022). Maia et al. (2009) e Phukubye et al. (2022). Entretanto, esses dados são significativamente inferiores as perdas de 17,2% e 27% estimadas por Medeiros et al. (2021, 2022, 2023b) para a região semiárida do Brasil. Por exemplo, Araújo-Neto et al. (2021) mesmo com simulações do COS em pastagem, na região semiárida brasileiro, houve perda de 8% ao longo de 100 anos e justificam esses resultados aos fatores edafoclimáticos dessa região. Essa divergência de resultados provavelmente, está associada as variações nas condições edafoclimáticas entre a região semiárida e a zona de transição Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão. Por exemplo,

os baixos volumes de precipitação pluviométrica ($\sim 800 \text{ mm ano}^{-1}$) e a elevada taxa de evapotranspiração de aproximadamente $2.000 \text{ mm ano}^{-1}$, juntamente com a predominância de solos com classe textural mais arenosa, com os Neossolos Quartzarênico e Regolítico, da região semiárida (Medeiros et al., 2023a), que contrastam com os níveis mais elevados de precipitação (1.750 mm) e menor evapotranspiração (540 mm) na região Amazônia e no Cerrado maranhense (1.500 mm e 1.775 mm , respectivamente). Além disso, também influencia a presença de solos com maiores teores de argila, como os Latossolos e Argissolos, que são classes de solos caracterizadas pela presença de óxidos de Fe e Al, que influenciam fortemente na estabilização da MOS, conferindo proteção física e química ao COS (Medeiros et al., 2023b), exceto na mesorregião Norte maranhense (IMESC, 2019, 2021). Portanto, essas características do semiárido dificultam o acúmulo de MOS e acentuam as perdas de COS nessa região.

Por outro lado, nas pastagens em boas condições foi verificado que a taxa de aumento de COS encontrados neste estudo (Figura 3) é menos acentuada do que os 17% constatados por Ogle et al. (2004) para regiões tropicais. No entanto, estão alinhadas com a faixa de ganho no COS de 7% a 19% relatada por Oliveira et al. (2022) e Maia et al. (2009) nos biomas Amazônia e Cerrado do Brasil, respectivamente. De modo geral, nas pastagens degradadas não há um manejo eficiente de fertilização e pastejo rotacionado. Isso leva à compactação do solo devido ao pisoteio dos animais na camada superficial, reduzindo a infiltração de água e a aeração do solo, o que, por sua vez, restringe o desenvolvimento do sistema radicular das gramíneas (Medeiros et al., 2021, 2023b; Locatelli et al., 2023). Além disso, essas pastagens estão associadas à baixa adição de biomassa, com aporte insuficiente para manter os níveis adequados de matéria orgânica do solo (MOS) (Locatelli et al., 2022, 2023). Ao contrário, nas pastagens em boas condições, o sistema radicular é bem desenvolvido, há maior produção de biomassa das gramíneas e ausência de revolvimento do solo, resultando no acúmulo de carbono (C) no solo (Oliveira et al., 2022; Lustosa Filho et al., 2024). Corroborou-se que, embora as condições climáticas e hidrológicas possam determinar a presença de espécies arbóreas hiperdominantes na transição Amazônia-Cerrado, os atributos edáficos são o fator que limita sua presença (Alvarez et al., 2022).

Neste sentido, a variação nos estoques de COS em sistemas de pastagem nos diversos biomas brasileiros resulta da interação entre a qualidade do pasto, eficácia do manejo adotado e as características edafoclimáticas específicas de cada região do país (Phukubye et al., 2022). Dessa forma, apesar do grande potencial das pastagens para drenar o CO_2 atmosférico (Lal,

2018), as pastagens degradadas representam fontes significativas de emissão de GEE para a atmosfera (Abdalla et al., 2018; Damian et al., 2021a). Assim, a melhoria no manejo das pastagens representa uma ferramenta poderosa como Solução Baseada na Natureza (SBN) para a mitigação das mudanças climáticas globais (Wang et al., 2024). Portanto, os resultados encontrados nesse estudo ressaltam a necessidade de informações mais específicas e locais sobre a variação nos estoques de COS em pastagens nas diferentes regiões do Brasil, visto que as diferenças observadas são expressivas e os resultados mais genéricos tenderam a subestimar as alterações nos estoques de COS nessas regiões.

2.4.2 Taxas de mudança nos estoques de carbono na transição Amazônia-Cerrado

As taxas de mudança de COS evidenciam que a dinâmica do COS apresenta diferenças entre as pastagens degradadas e as em boas condições considerando a camada de 0-30 cm e o período de 20 anos de implantação do pasto na zona de transição Amazônia-Cerrado (Figuras 4 e 7). Em geral, nos biomas Amazônia e Cerrado no estado do Maranhão as estimativas apontam alterações negativas da taxa de mudança em pastos degradados, enquanto que em pastagens em boas condições houve mudanças positivas (Figura 4). Essa mesma resposta foi observada quando as mesorregiões administrativas do Maranhão foram avaliadas (Figura 7), com destaque para as mesorregiões Central ($0,22 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) e Oeste ($0,16 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) que apresentaram maiores e menores ganhos nas taxas de mudança de COS, respectivamente. As perturbações induzidas pelo homem, como o sobrepastoreio, ausência de um manejo eficiente de fertilização do solo, etc., têm impactado significativamente na saúde do solo, degradação ambiental e no armazenamento de COS em ecossistemas de pastagens (Hao et al., 2024).

Historicamente, a conversão da vegetação nativa para sistemas de pastagens geralmente afeta a taxa de mudança do COS (Maia et al., 2009; Oliveira et al., 2022), em que o impacto pode ser positivo ou negativo, dependendo da qualidade do pasto (Damian et al., 2023). Além disso, as taxas de mudança do COS variam conforme o tipo de solo, condições edafoclimáticas, e o tipo de vegetação antes da implementação da pastagem (Maia et al., 2013). Os resultados deste estudo estão dentro das faixas tanto de ganhos como de perdas de COS observados em outros estudos para diferentes regiões do Brasil. Por exemplo, Maia et al. (2009) estimaram perdas de COS de $0,28 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em pastagens degradadas e ganhos de $0,61 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em pastagens melhoradas nos biomas Amazônia e Cerrado brasileiro. Similarmente,

Oliveira et al. (2022), encontraram ganhos de COS em pasto melhorado por uma taxa de 0,22 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ enquanto que para pastagens degradadas observaram perdas de 0,30 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ aos 20 anos de uso da terra no Brasil. É importante mencionar que o IPCC (2006) propõe o período de 20 anos como padrão para estabilização do COS após uma mudança no uso ou manejo da terra, ou seja, considera que esse período seja suficiente para estabelecer um novo estado de equilíbrio dinâmico para o COS. Contudo, assim como no presente estudo, outros trabalhos também no Brasil apontam que o período de 20 anos não é suficiente para essa estabilização. Oliveira et al. (2022) contataram que a taxa de perda de COS após 30 anos de pasto degradado é de 0,25 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ enquanto para pastagem melhorada o ganho é de 0,17 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Por sua vez, Damian et al. (2021b) para o bioma Amazônia estimaram perda de 0,12 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, para pastagens com 24 anos de implementação. Portanto, a estabilização do COS, é um dos fatores mais importantes para reduzir perda de C, e o tempo exerce função-chave nesse processo, assim como o tipo de solo, em que as partículas de argila desempenham papel de agente cimentante para a estabilidade dos agregados do solo (Locatelli et al., 2023), e consequentemente, proteção física e química do COS (Medeiros et al., 2023b).

2.4.3 Evolução da área de pastagem na zona de transição Amazônia-Cerrado

Na zona de transição Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão foi registrado que a área de pastagem no ano de 2022 corresponde a 9 Mha (Figura 8), que representa 27,1% do território estadual maranhense (MapBiomas, 2024). É importante pontuar que a área de pastagem em 2022 apresentou aumento de 306% em relação a área registrada em 1987 (Figura 8). Além disso, foi observado a distribuição das áreas de pastagem no Maranhão não ocorre de forma homogênea entre os biomas e mesorregiões administrativas. A distribuição da área de pastagem no bioma Amazônia maranhense corresponde a 57,3% enquanto que no Cerrado é de 43,7% da área total de pastagem no Maranhão (MapBiomas, 2024). Inicialmente, a pecuária foi introduzida no Maranhão a partir dos municípios inseridos na porção amazônica do estado, rapidamente se expandiu para os demais municípios (Figura 8) em função da agropecuária ser um setor pujante para a geração de renda dos pequenos e grandes produtores (Bachi et al., 2023; Locatelli et al., 2023). Destarte, no Maranhão, os resultados evidenciam que o setor pecuário tem influência mais significativa nos municípios dentro do bioma Amazônia maranhense que engloba as mesorregiões Norte e Oeste e parte da mesorregião Central (Figura 8). Em contrapartida, a mesorregião Sul inserida no Cerrado maranhense, apresenta menor área

ocupada com pastagem. Este comportamento possivelmente está associado a localização da região na principal fronteira agrícola da atualidade conhecida como MATOPIBA (IMESC, 2021). Na região do MATOPIBA ocorre principalmente a produção de grãos (soja e milho) e algodão, enquanto a pastagem ocupa uma pequena área de população (Bachi et al., 2023; Locatelli et al., 2023).

Frente ao exposto, fica evidente que a zona de transição Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão acompanha o mesmo padrão de alteração no uso da terra observado no Brasil, onde a conversão de áreas sob vegetação nativa para pastagens constitui o principal tipo de mudança do uso da terra no país (Brasil, 2020a; Oliveira et al., 2022). Conforme destacado por Damian et al. (2021b), o aumento da taxa de desmatamento no Brasil configura um retrocesso para a conservação da biodiversidade, sobretudo no bioma Amazônia. No contexto específico do Maranhão, foi observado que a cada período de 5 anos, a área de pastagem aumentou cerca de 1 milhão de ha (Figura 9), ao passo que a vegetação nativa apresentou redução equivalente em extensão. Os resultados deste estudo reforçam que os sistemas de pastagens contribuem diretamente para o aumento do desmatamento e a consequente perda da biodiversidade nos biomas Amazônia e Cerrado brasileiro (Locatelli et al., 2022). No entanto, apesar da tendência de redução progressiva das áreas de vegetação nativa (Figuras 8 e 9), no Maranhão, 56% do seu território permanece preservado sob ecossistemas nativos (MapBiomas, 2024). Esses dados demonstram que o Maranhão tem protegido seus ecossistemas em conformidade com a lei ambiental do Brasil (Lei 12.651/2012), a qual requer que todo imóvel rural mantenha uma área com cobertura de vegetação nativa, a título de Reserva Legal, de 80% e 35% da área do imóvel nos biomas Amazônia e Cerrado, respectivamente (Brasil, 2012).

Esses dados mostram que o Maranhão está determinado a trabalhar significativamente para reduzir sua pegada de carbono, contribuindo para que o Brasil consiga atingir sua NDC (Contribuições Nacionais Determinadas) apresentadas no Acordo de Paris (UNFCCC COP21) (Brasil, 2020b), dentre elas de fortalecer o comprimento do Código Florestal brasileiro; reforçar as políticas e medidas para alcançar na Amazônia brasileira, o desmatamento ilegal zero até 2030 e a compensação das emissões de GEE provenientes do desmatamento legal da vegetação nativa até 2030; restaurar e reflorestar 12 milhões de hectares de florestas até 2030, para diferentes usos, principalmente as pastagens (Brasil, 2020c). Ademais, as estimativas obtidas nesse estudo para o COS indicam que, na pastagem em boas condições, os estoques de COS superam o armazenado nas áreas de vegetação nativa. Ratificando o potencial das áreas de pasto

bem manejados para sequestrar C no solo (Lal, 2018; Campos et al., 2022; Medeiros et al., 2023a). Esse resultado contribui com o 13º Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) que busca ações contra as mudanças climáticas globais (UN, 2022). Porém, a degradação da pastagem é preocupante, visto que a perda de COS é significativa (Figuras 3 e 6), e representa uma importante fonte de emissão de GEE para a atmosfera (Campos et al., 2022; Oliveira et al., 2022). Por fim, foi constatado que os sistemas de pastagens bem manejadas têm potencial para serem ferramentas valiosas nos esforços de sequestro de carbono, devido sua elevada capacidade de armazenamento de carbono, sobretudo na Amazônia (Figuras 3 e 5). Portanto, a análise da dinâmica do COS em diferentes sistemas de pastagens em escala regional e local, pode auxiliar na compreensão dos mecanismos de como os ecossistemas terrestres irão responder aos impactos provocados pelas mudanças climáticas globais.

2.5 Conclusão

Os resultados denotam que a longo prazo, a conversão de vegetação nativa para sistema de pastagem altera os estoques de COS na camada de 0-30 cm de profundidade após 20 anos, com diminuição do COS nas áreas de pastagem degradada e ganhos significativos nas pastagens em boas condições, em comparação a área de vegetação nativa. Neste sentido, as estimativas de estoques de COS neste estudo evidenciam que é premente a necessidade de recuperar as pastagens degradadas independentemente do ambiente avaliado no estado do Maranhão, visto que possibilita a recuperação e/ou o aumento dos estoques de COS, fundamental para contribuir com a mitigação das emissões de GEE, e por consequência, com as mudanças climáticas.

À luz da perspectiva das políticas ambientais no Brasil, nosso estudo fornece resultados significativos para a atualização e o refinamento do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e Queimadas no Cerrado (PPCerrado), um dos principais instrumentos da Política Nacional de Mudanças Climáticas (Lei 12.187). Os resultados também podem complementar as diretrizes estabelecidas pelo Plano Amazônia Sustentável (PAS) e pelo Plano Amazônia + (Portaria 575), que orientam o desenvolvimento sustentável da Amazônia. Adicionalmente, as informações geradas neste estudo podem contribuir substancialmente para o Plano Setorial de Adaptação e Baixa Emissão de Carbono na Agricultura (ABC+), que visa reduzir as emissões de carbono em 1,1 bilhão de toneladas no setor agropecuário até 2030. Esses esforços são essenciais para que o Brasil cumpra suas Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC) no âmbito do Acordo de Paris (UNFCCC COP21).

REFERÊNCIAS

- ABDALLA, M.; HASTINGS, A.; CHADWICK, D. R.; JONES, D. L.; EVANS, C. D.; JONES, M. B.; REES, R. M.; SMITH, P. Critical review of the impacts of grazing intensity on soil organic carbon storage and other soil quality indicators in extensively managed grasslands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.253, p.62-81, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.023>.
- ALVAREZ, F.; MORANDI, P. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; EXAVIER, R.; ARAÚJO, I.; MARIANO, L. H.; MULLER, A. O.; FELDPAUSCH, T. R.; MARIMON, B. S. Climate defined but not soil-restricted: the distribution of a Neotropical tree through space and time. **Plant and Soil**, v.471, p.1-17, 2022. <https://doi.org/10.1007/s11104-021-05202-6>.
- ALVAREZ, F.; SILVA, S. G.; GUEVARA-CHUMACERO, L. M.; FERNANDES FERREIRA, F.; ALVAREZ BORLA, L.; DE SOUSA, R. F.; SILVA, D. P. The ghost vampire: spatio-temporal distribution and conservation status of the largest bat in the Americas. **Biodiversity and Conservation**, v.30, p.4359-4377, 2021. <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02311-7>.
- ARAÚJO-NETO, R. A.; MAIA, S. M. F; ALTHOFF, T. D.; CERRI, C. E. P.; CARVALHO, A. L.; MENEZES, R. S. C. Simulation of soil carbon changes due to conventional systems in the semi-arid region of Brazil: adaptation and validation of the century model. **Carbon Management**, v.12, p.399-410, 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2021.1962978>.
- BACHI, L.; CORRÊA, D.; FONSECA, C.; RIBEIRO, S. C. Are there bright spots in an agriculture frontier? Characterizing seeds of good Anthropocene in Matopiba, Brazil. **Environmental Development**, v.46, p.100856, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2023.100856>.
- BRASIL (Federative Republic of Brazil). 2020c. **Paris Agreement Brazil's: Nationally Determined Contribution** (NDC) [online]. <http://educaclima.mma.gov.br/wp-content/uploads/2023/08/NDC-1.1-Brasil-21-set-2016-portugues.pdf>. Acesso em: 20 de março de 2024.
- BRASIL (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação), 2020a. **Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Relatório de Referência “Setor Uso da Terra. Mudança do Uso da Terra e Florestas” [online].

- Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/relatorios-de-referenciasetorial>. Acesso em: 20 de março de 2024.
- BRASIL (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação). **Emissões de GEE por Setor**. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/emissoes/emissoes-de-gee-por-setor-1>. Acesso em: 20 de março de 2024.
- BRASIL (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação). **Fourth National Communication of Brazil to the UNFCC**. 2020b. Disponível em: https://issuu.com/mctic/docs/fourth_national_communication_brazil_unfccc. Acesso em: 20 de março de 2024.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Planalto: Distrito Federal. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm. Acesso em: 20 de março de 2024.
- CAMPOS, M. O.; CERRI, C. E. P.; SCALA JUNIOR, N. Atmospheric CO₂, soil carbon stock and control variables in managed and degraded pastures in central Brazil. **Remote Sensing Applications: Society and Environment**, v.28, p.100848, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.rsase.2022.100848>.
- DAMIAN, J. M.; DURIGAN, M. R.; CHERUBIN, M. R.; MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CAMARGO, P. B.; FERREIRA, J. N.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; CERRI, C. E. P. Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the Eastern Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v.21, p.64, 2021b. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01796-w>.
- DAMIAN, J. M.; MATOS, E. S.; PEDREIRA, B. C.; CARVALHO, P. C. F.; PREMAZZI, L. M.; WILLIAMS, S.; PAUSTIAN, K.; CERRI, C. E. P. Predicting soil C changes after pasture intensification and diversification in Brazil. **Catena**, v.202, p.105238, 2021a. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105238>.
- DAMIAN, J. M.; MATOS, E. S.; PEDREIRA, B. C.; CARVALHO, P. C. F.; PREMAZZI, L. M.; CERRI, C. E. P. Intensification and diversification of pasturelands in Brazil: Patterns and driving factors in the soil carbon stocks. **Catena**, v.220, p.106750, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106750>.
- FAOSTAT - Food and Agriculture Organization of the United Nations. **The State of Food and**

- Agriculture** 2019. Disponível em: <<https://www.fao.org/3/ca6030en/ca6030en.pdf>>. Acesso em: 15 de set. de 2022.
- FREITAS, I. C.; RIBEIRO, J. M.; ARAÚJO, N. C. A.; SANTOS, M. V.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; AZEVEDO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; FRAZÃO, L. A. Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado. **Rangeland Ecology & Management**, v.73, p.776-785, 2020.
- GEE. 2023. Disponível em: <https://code.earthengine.google.com/>. Acesso em: 10 de março de 2023.
- GOOGLE. **Google Earth website**. 2023. Disponível em: <<http://earth.google.com/>>. Acesso em: 10 de março de 2023.
- HAO, X.; YANG, J.; DONG, S.; HE, F.; ZHANG, Y. The influence of grazing intensity on soil organic carbon storage in grassland of China: A meta-analysis. **Science of The Total Environment**, v.924, p.171439, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.171439>.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Área territorial brasileira 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Índice de Desenvolvimento Humano**. 2024. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pi/pesquisa/37/30255?tipo=ranking&ano=2021>>. Acesso em: 11 de abril de 2024.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção Agropecuária**. 2022. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/explica/producao-agropecuaria/>>. Acesso em: 07 de fevereiro de 2024.
- IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão (ZEE-MA): etapa Bioma Amazônia**. São Luís: IMESC, 2019, 5778 p.
- IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Maranhão (ZEE-MA): etapa Bioma Cerrado e Sistema Costeiro**. 2. ed., v.1. São Luís: IMESC, 2021, 441 p.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate change 2022: impacts, adaptation and vulnerability**. Disponível em: <<https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/>>. Acesso em: 15 de set. de 2022.
- IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change. **Guidelines for National Greenhouse**

- Gas Inventories - Agriculture, Forestry and Other Land Use.** In: Eggleston, S., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., (Ed.). Hayama: Intergovernmental Panel on Climate Change/IGES, 2006. v.4.
- LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology**, v.24, n.8, p.3285–3301, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>.
- LOCATELLI, J. L., SANTOS, R. S., CHERUBIN, M. R., CERRI, C. E. P. Changes in soil organic matter fractions induced by cropland and pasture expansion in Brazil's new agricultural frontier. **Geoderma Regional**, v.28, p.00474, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00474>.
- LOCATELLI, J. L.; LIMA, R. P.; SANTOS, R. S.; CHERUBIN, M. R.; CREAMER, R. E.; CERRI, C. E. P. Soil Strength and Structural Stability Are Mediated by Soil Organic Matter Composition in Agricultural Expansion Areas of the Brazilian Cerrado Biome. **Agronomy**, v.13, n.71, 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010071>.
- LUSTOSA FILHO, J. F.; OLIVEIRA, H. M. R.; BARROS, V. M. S. SANTOS, A. C.; OLIVEIRA, T. S. From forest to pastures and silvopastoral systems: Soil carbon and nitrogen stocks changes in northeast Amazônia. **Science of The Total Environment**, v. 908, p.168251, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168251>.
- MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v.133, p.75-84, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.06.002>.
- MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Effect of grassland management on soil carbon sequestration in Rondônia and Mato Grosso states, Brazil. **Geoderma**, v.149, p.84- 91, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.11.023>.
- MAPBIOMAS. 2024. Disponível em: <<https://brasil.MapBiomass.org/>>. Acesso em: 04 de abril de 2024.
- MATRICARDI, E. A. T., SKOLE, D. L., COSTA, O. B., PEDLOWSKI, M. A., SAMEK, J. H., MIGUEL, E. P. 2020. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, 369, 1378–1382. <https://doi.org/10.1126/science.abb3021>.
- MEDEIROS, A. S.; CESÁRIO, F. V.; MAIA, S. M. F. Long-term impact of conventional management on soil carbon and nitrogen stocks in the semi-arid region of Brazil: A meta-

- analysis. **Journal of Arid Environments**, v. 218, p. 105052, 2023a. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105052>.
- MEDEIROS, A. S.; GONZAGA, G. B. M.; SILVA, T. S.; BARRETO, B. S.; SANTOS, T. C.; MELO, P. L. A.; GOMES, T. C. A.; MAIA, S. M. F. Changes in soil organic carbon and soil aggregation due to deforestation for smallholder management in the Brazilian semi-arid region. **Geoderma Regional**, v.33, p.e00647, 2023b. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00647>.
- MEDEIROS, A. S.; MAIA, S. M. F.; SANTOS, T. C.; GOMES, T. C. A. Losses and gains of soil organic carbon in grasslands in the Brazilian semi-arid region. **Scientia Agricola**, v.78, n.3, p.e20190076, 2021. <https://doi.org/10.1590/1678-992X-2019-0076>.
- MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; MAIA, S. M. F. Effect of long-term and soil depth on soil organic carbon stocks after conversion from native vegetation to conventional tillage systems in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.219, p.105336, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105336>.
- NUNES, P. H. F. A ocupação econômica da Amazônia: Um desmando estatizado? **Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos**, v.4, n.2, p.283-307, 2019. <https://doi.org/10.18224/baru.v4i2.6938>.
- OGLE, S. M.; CONANT, R. T.; PAUSTIAN, K. Deriving grassland management factors for a carbon accounting method developed by the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Environmental Management**, v.33, p.474-484, 2004. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-003-9105-6>.
- OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. M. F.; FREITAS, R. C. A.; CERRI, C. E. P. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. **Regional Environmental Change**, v.22, p.87, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>.
- PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S. M.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. Climate-smart soils. **Nature Climate Change**, v.532, p.49-57, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.
- PHUKUBYE, K.; MUTEMA, M.; BUTHELEZI, N.; MUCHAONYERWA, P.; CERRI, C.; CHAPLOT, V. On the impact of grassland management on soil carbon stocks: a worldwide meta-analysis. **Geoderma Regional**, v.28, p.e00479, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00479>.

- QGIS [software GIS]. Versão 3.30. **QGIS Geographic Information System**. Open Source Geospatial Foundation Project. 2023. Disponível em: <http://qgis.osgeo.org>. Acesso em: 10 de março de 2023.
- RAIJ, B. V.; ANDRADE, J. C.; CANTARELLA, H.; QUAGGIO, J. A. **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 285p., 2001.
- SANDERMAN, J.; HENGL, T.; FISKE, G. J. Soil carbon debt of 12 000 years of human land use. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v.114, n.36, p.9575-9580, 2017. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706103114>.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAÚJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 5. ed., revista e ampliada – Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356p. Disponível em: <https://www.embrapa.br/solos/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1094003/sistema-brasileiro-de-classificacao-de-solos>. Acesso em: 15 de set. de 2022.
- SOFO, A.; MININNI, A. N.; RICCIUTI, P. Soil macrofauna: a key factor for increasing soil fertility and promoting sustainable soil use in fruit orchard agrosystems. **Agronomy**, v.10, n.4, p.1-20, 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10040456>.
- TAVANTI, R. F. R.; MONTANARI, R.; PANOSSO, A. R.; SCALA JUNIOR, N.; CHIQUITELLI NETO, M.; FREDDI, O. S.; GONZÁLEZ, A. P.; CARVALHO, M. A. C.; SOARES, M. B.; TAVANTI, T. R.; GALINDO, F. S. What is the impact of pasture reform on organic carbon compartments and CO emissions in the Brazilian Cerrado? **Catena**, v.194, p.104702, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104702>.
- UN - United Nations, 2022. **United Nations** | Peace, dignity and equality on a healthy planet [WWW Document]. URL. <https://www.un.org/en/>.
- WAN, L.; LIU, G.; SUN, J.; MA, J.; CHENG, H.; SHEN, Y.; DU, C.; SU, X. Optimizing grazing exclusion duration for carbon sequestration in grasslands: Incorporating temporal heterogeneity of aboveground biomass and soil organic carbon. **Science of The Total Environment**, v.927, n.172006, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172006>.
- WANG, G.; LI, Y.; FAN, L.; MA, X.; MAO, J. The response of soil organic carbon content of grasslands in Northern Xinjiang to future climate change. **Physics and Chemistry of the Earth**, v.134, p.103576, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103576>.

WMO - World Meteorological Organization. **State of the Global Climate 2021**. n.1290, 2022.

Disponível em: <https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=11178>. Acesso em: 20 de fev. de 2022.

3. CAPÍTULO III

IMPACTO DOS SISTEMAS DE PLANTIO DIRETO NOS ESTOQUES DE CARBONO ORGÂNICO DO SOLO NO BIOMA CERRADO, BRASIL

RESUMO

O aumento das concentrações de gases de efeito estufa devido a atividades antrópicas, principalmente do carbono, influenciam nas mudanças climáticas. Frente ao exposto, o presente estudo tem por objetivo analisar as mudanças nos estoques de carbono orgânico do solo (COS) em plantio direto, comparando-os com a vegetação nativa para o estado do Maranhão, bem como, avaliar por meio de dados de literatura os estoques de COS após a substituição de vegetação nativa e plantio convencional para plantio direto no bioma Cerrado. Para tanto, foram calculadas as estimativas dos estoques e taxas de mudanças do COS conforme metodologia do IPCC e foram feitas análises estatísticas, como o teste de Shapiro-Wilk e análise de variância, para avaliar os dados coletados. Também foi realizado o levantamento bibliográfico incluído estudos sobre os impactos do plantio direto no COS em áreas do Cerrado brasileiro. Assim, os resultados apontam uma redução média de 7% nos estoques de COS após a conversão da vegetação nativa para plantio direto, com valores de 33,11 Mg C ha⁻¹ para vegetação nativa e 30,78 Mg C ha⁻¹ para o plantio direto. Os dados de literatura, evidenciam redução média nos estoques de COS de 0,29 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na conversão de vegetação nativa para plantio direto, em contrapartida, nas áreas de substituição de plantio convencional para plantio direto foi registrado ganhos de 0,60 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Faz-se necessário implementar sistemas conservacionistas a longo prazo em áreas ocupadas pela agricultura para restaurar os teores de carbono, contribuindo assim para a mitigação das mudanças climáticas e a proteção da biodiversidade. A adoção de estratégias que promovam um equilíbrio entre produção agrícola e conservação ambiental é crucial para o avanço da agricultura de conservação.

Palavras-chave: Matéria orgânica; Matéria orgânica do solo; Savana brasileira.

3.1 Introdução

As atividades antrópicas elevaram as concentrações globais de gases do efeito estufa (GEE), principalmente o dióxido de carbono (CO₂), na atmosfera (Sá et al., 2014; Maia et al., 2022). Por exemplo, somente em 2022 as emissões globais (37.100 MtCO₂) foram 182 vezes maiores que no período pré-industrial (204 MtCO₂) (WRI, 2024). Essas emissões causaram o aumento da temperatura média global, sendo observado no ano de 2021, o aumento de 1,11 ± 0,13 °C (WMO, 2022). Diante deste cenário, as constantes crises climáticas globais têm contribuído para o interesse da comunidade científica em compreender melhor a dinâmica do carbono orgânico em solos agrícolas.

Os solos desempenham importante papel na dinâmica do carbono orgânico do solo (COS), podendo atuar como fonte de emissão de GEE ou sumidouro de CO₂ atmosférico (Sá et al., 2014; Wang et al., 2024). Nesse contexto, as mudanças no uso e cobertura da terra estão entre as principais fontes de emissões de GEE, que influenciam nos recorrentes problemas climáticos e na perda da biodiversidade (Oliveira et al., 2022; Locatelli et al., 2023; Medeiros et al., 2023), e impactam negativamente a matéria orgânica do solo (MOS), o COS e o equilíbrio global de C (Sá et al., 2014; Maia et al., 2024).

Em relação aos usos da terra, a agricultura responde por cerca de 20% das emissões globais de GEE (FAOSTAT, 2024). No Brasil, as principais fontes de emissões de GEE são os setores de Uso da Terra, Mudança do Uso da Terra e Florestas (644.456 Gg CO_{2e}) e Agropecuária (554.989 Gg CO_{2e}), que correspondem a 36,1% e 31,1% das emissões totais nacionais, respectivamente (Brasil, 2024). Neste sentido, de acordo com a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), o Brasil é um dos principais produtores mundiais de alimentos, tendo a segunda maior área plantada com soja (44.062,6 Mha) (FAOSTAT, 2024), produzindo 155 milhões de toneladas na safra 2022/2023 (CONAB, 2024). Além disso, é importante destacar que o Brasil é o segundo maior produtor de alimento sob sistema de plantio direto (47.000.000 Mha) (FAOSTAT, 2024).

No Brasil, a principal fronteira agrícola da atualidade é a extensão geográfica de Cerrado que recobre parcialmente os territórios dos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia, denominada região MATOPIBA, que produziu 20 milhões de toneladas de soja sob plantio direto na safra 2022/2023 (CONAB, 2024). O MATOPIBA abrange uma área de 73 milhões de hectares e concentra 10% da produção nacional de grãos (IMESC, 2021; Locatelli et al., 2023), devido as características edafoclimáticas adequadas para o cultivo agrícola (Gmach et al., 2018; Locatelli et al., 2023).

Neste sentido, nos biomas das Amazônia e Cerrado inseridos no estado do Maranhão, a substituição da vegetação nativa por sistemas agropecuários ocorre de forma mais intensa na porção do Cerrado (Carvalho et al., 2010; Gmach et al., 2018), principalmente, no sul do estado, onde está situado a fronteira agrícola MATOPIBA (Gmach et al., 2018). No Maranhão 12.147.664 ha são utilizados pelo setor agropecuário, dos quais, cerca de 1.188.130 ha são ocupados pela agricultura (MapBiomas, 2024).

A conversão de vegetação nativa para sistemas agrícolas na Amazônia e Cerrado maranhense, apresenta índices alarmantes de desmatamento. Por exemplo, em 2023 o

Maranhão liderou o *ranking* de desmatamento no bioma Cerrado, em que, 2.927,52 km² dessa região maranhense foram substituídos para usos agropecuários, enquanto, na porção amazônica apenas 306,56 km² de vegetação nativa foram perdidos (INPE, 2024). Desse modo, a conversão de ecossistemas nativos para sistemas agropecuários, dependendo do manejo adotado, pode causar perdas significativas de COS (Medeiros et al., 2023; Maia et al., 2024) e biodiversidade (Medeiros et al., 2023), potencializando as mudanças climáticas globais.

Diante deste cenário desafiador, os sistemas agrícolas conservacionistas, como o plantio direto, surgem como uma alternativa viável para a preservação ambiental, por apresentar perturbação mínima, cobertura contínua do solo, rotação de culturas e redução do impacto à biodiversidade (Knapp; Heijden, 2018; Nicoloso et al., 2018; Didoné et al., 2019), como também menor liberação de CO₂ para a atmosfera (Liu et al., 2014; Maia et al., 2022). O sistema de plantio direto tem sido apontado como capaz de preservar e/ou recuperar a qualidade do solo e aumentar os estoques de COS (Tao et al., 2018; Maia et al., 2022). No Brasil, estimativas indicam que 80% das áreas agrícolas sob plantio direto nos biomas Amazônia e Cerrado são cultivadas majoritariamente com soja (*Glycine max* (L.) Merrill) (Carvalho et al., 2010; Kassam et al., 2018; Didoné et al., 2019) e rotação com milho, arroz ou feijão.

Neste sentido, vários estudos desenvolvidos no Brasil evidenciaram que solos cultivados sob plantio direto apresentam aumento nos estoques de COS (Bayer et al., 2006; Gmach et al., 2018; Maia et al., 2022). Ademais, Song et al. (2019) observaram que o plantio direto implantado na China aumentou o COS em 28,50% comparado ao cultivo convencional. Nesta perspectiva, a adoção do plantio direto reduz as emissões de GEE, aumenta os estoques de COS e contribui para a mitigação das mudanças climáticas globais (Tao et al., 2018; Santos et al., 2019; Song et al., 2019; Maia et al., 2022).

Partindo da hipótese que a adoção do sistema de plantio direto em áreas agrícolas resulta em alterações significativas nos estoques de carbono orgânico do solo (COS) e, consequentemente, na dinâmica das emissões de carbono para atmosfera. O presente estudo tem por objetivo avaliar os efeitos do sistema de plantio direto cultivados sob soja (*Glycine max* (L.) Merrill) em rotação com arroz, feijão e milho nos estoques de COS no bioma Cerrado, no estado do Maranhão, Brasil.

3.2 Material e Métodos

3.2.1 Descrição da área de estudo

O estado do Maranhão, situado na zona de transição Amazônia-Cerrado (Figura 1), é composto por 217 municípios distribuídos em cinco mesorregiões: Norte, Leste, Oeste, Centro e Sul (IMESC, 2021; IBGE, 2023). A população do Maranhão é de aproximadamente 6,8 milhões de habitantes e densidade demográfica de 20,56 hab. km², distribuídos em uma área territorial de 329.651,496 km² (IBGE, 2023). Além disso, é importante pontuar que o Maranhão apresenta o menor Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) do Brasil, com valor de 0,639 (IBGE, 2024).

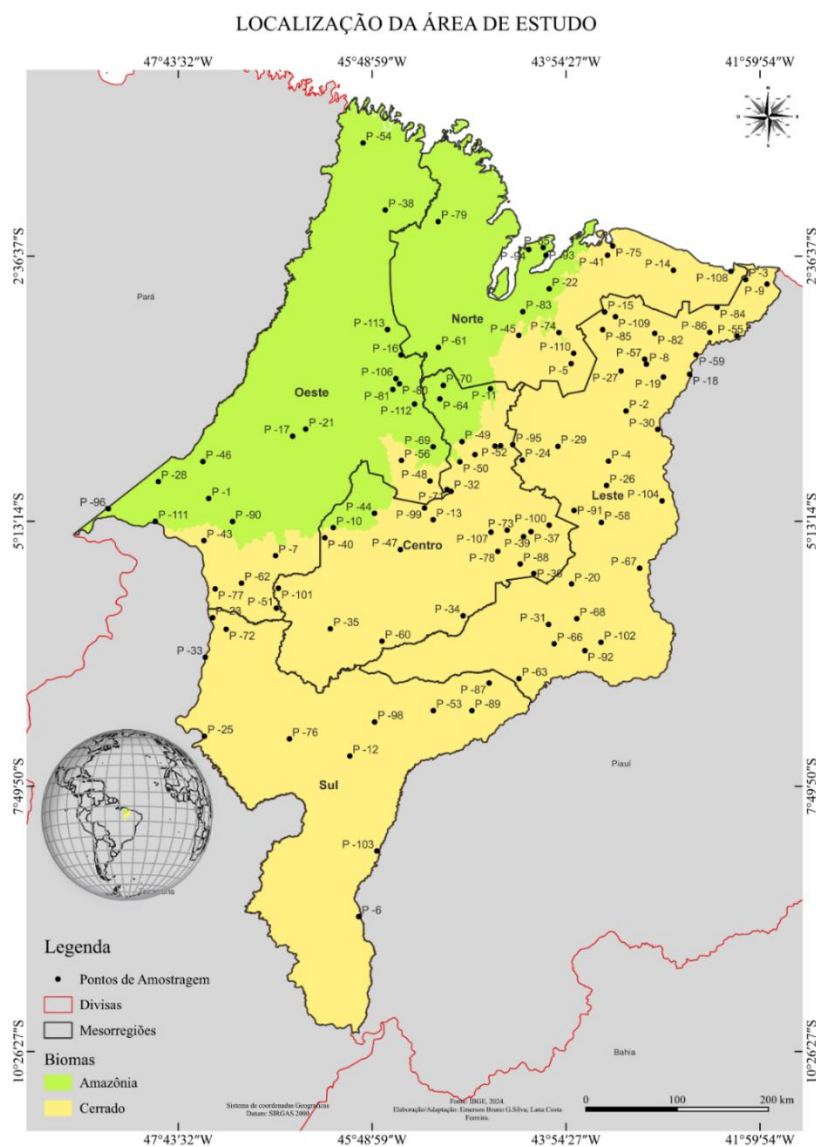


Figura 1. Localização do estado do Maranhão, Brasil.

O território do Maranhão é caracterizado por um perfil morfoclimático com variação entre regiões úmidas, super-úmidas e semiáridas, com regime pluviométrico bem definido em

períodos secos e chuvosos, e a presença de extensa rede hidrográfica e planícies fluviais inundáveis (IMESC, 2019; 2021). Quanto às classes de solo predominantes no estado, destacam-se os Latossolos, Neossolos, Plintossolos e Argissolos (Santos et al., 2018).

Essa diversidade de paisagens e condições edafoclimáticas no território maranhense reflete a complexidade dos ecossistemas de transição presentes nessa região, visto que se localiza na zona de confluência de três biomas brasileiros (Amazônia, Cerrado e Caatinga), além do ecossistema da Zona Costeira banhada pelo Oceano Atlântico. Desse modo, 64,1% dos municípios maranhenses estão inseridos no bioma Cerrado, 34,8% no bioma Amazônia e apenas 1,1% na Caatinga (IMESC, 2021), abrigando vasta riqueza natural e suas características impactam diretamente os modos de uso e ocupação do solo (IMESC, 2019).

As características edafoclimáticas do território maranhense são propícias ao desenvolvimento da atividade agropecuária, predominando as pastagens (pecuária extensiva) e cultivos temporários, sobretudo de grãos (soja e milho) e algodão (IMESC, 2019; 2021), principalmente na fronteira agrícola MATOPIBA (IMESC, 2021; Bachi et al., 2023; Locatelli et al., 2023).

3.2.2 Amostragem do solo e análises

As amostras deformadas de solo foram coletadas no ano de 2021 em áreas sob diferentes vegetações nativas para estimar o carbono referência (C_{Ref}), em 2.740 pontos de amostragem, distribuídos em 113 municípios do estado do Maranhão (Figura 1). Amostras de solo foram coletadas até 30 cm de profundidade, nas camadas 0-5, 5-15 e 15-30 cm. Estas amostras foram secas em estufa a 60 °C durante 24 horas, e peneiradas com uma malha de 2 mm para remover pedras e fragmentos de galhos e raízes antes das análises. O conteúdo de carbono orgânico do solo ($g\ dm^{-3}$) foi determinado conforme Raij et al. (2001).

3.2.3 Dados de uso da terra

Os dados de uso da terra foram obtidos por meio do Projeto MapBiomas (Coleção 8), que disponibiliza dados de cobertura do solo. Os dados estão disponíveis na resolução de 30 metros para o período de 1985 a 2022 (satélite Landsat) e com resolução de 10 metros para o período de 2016 a 2022 (satélite Sentinel-2) (MapBiomas, 2024).

Para o cálculo da área a plataforma realiza a reprojeção dos dados para o sistema cartográfico Universal Transversa de Mercator (UTM), multiplicando a quantidade de pixels,

pelo valor de referência do pixel em m² (Souza Júnior et al., 2020; Ribeiro, 2022). Para o cálculo de área em hectares foi feita uma multiplicação entre a quantidade de pixels pela resolução espacial da imagem, que é equivalente a 900 m² (Souza Júnior; Azevedo, 2017; Ribeiro, 2022).

3.2.4 Estimativas da dinâmica dos estoques de COS

Para a estimativa dos estoques de COS em áreas de plantio direto cultivado sob soja, foram utilizados o carbono da vegetação nativa (C_{Ref}) para a camada de 0-30 cm. Os cálculos dos estoques de COS foram realizados conforme metodologia de Santos et al. (2024), usando os valores dos fatores de alteração dos estoques de COS devido a mudança no uso e manejo da terra derivados por Maia et al. (2022) para a conversão da vegetação nativa para plantio direto, conforme Equação (1).

$$COS = \sum_{e,m} (C_{Ref,e,m} \times F_{LU,e,m} \times F_{MG,e,m} \times A_{e,m}) \quad (1)$$

Em que, “e”, representa as associações entre a vegetação nativa e os tipos de solo; “m”, é os sistemas de manejo presentes na região do estudo; “C_{Ref}” representa o estoque de carbono no solo sob vegetação nativa (Mg C ha⁻¹); “F_{LU}” corresponde o fator de mudança de estoque para sistemas de uso da terra (1,0); “F_{MG}” é fator de mudança de estoque para práticas de manejo, sendo de 0,96 para Amazônia e 0,92 para Cerrado; “A” é a área (ha) de uma determinada categoria de uso da terra e prática de manejo.

3.2.5 Taxas de mudanças nos estoques de COS

As taxas de mudanças nos estoques de COS nas áreas de plantio direto foram calculadas utilizando a metodologia desenvolvida por Maia et al. (2013), que permite o cálculo da alteração dos COS em função dos ajustes promovidos pelos fatores de mudança nos estoques de COS, utilizando a Equação (2).

$$Baseado\ no\ IPCC = \frac{((C_{Ref} \times F_E) - C_{Ref})}{T_{FE}} \quad (2)$$

Em que, C_{Ref} representa o estoque médio de C na área de referência, para a camada de 0-30 cm; F_E corresponde ao fator de alteração de estoque para as práticas de manejo sob semeadura direta com valores de referência de 0,96 e 0,92 para Amazônia e Cerrado, respectivamente conforme Maia et al. (2022); T_{FE} é o período (anos) do fator utilizado, que neste caso corresponde a 20 anos sob o sistema de semeadura direta.

3.2.6 Revisão de literatura

Além da amostragem de solo, foi realizada uma revisão de literatura utilizando as principais bases de dados disponíveis (Scientific Electronic Library Online (SciELO), ScienceDirect, Scopus, Web of Science, Portal de Periódicos CAPES, Google Acadêmico, e a Biblioteca Brasileira de Dissertações e Teses), referentes aos estoques de COS em sistemas agrícolas inseridos no bioma Cerrado. A busca foi realizada adotando as combinações de palavras-chave: “COS no Cerrado brasileiro; C do solo em sistemas agrícolas no Cerrado”.

Alguns critérios específicos foram considerados para a seleção dos dados de artigos utilizados nesta pesquisa como: (i) comparação entre valores de COS dos sistemas agrícolas e a vegetação nativa, e (ii) valores dos estoques de COS ou informações que permitissem o cálculo dessa variável (densidade do solo, conteúdo de COS, profundidade da camada e tempo de conversão). Os estudos que não relataram todas essas informações foram descartados.

3.2.6.1 Variável resposta

A variável resposta para os sistemas de plantio direto corresponde a taxa média do COS armazenado sob condições de manejo modificado pela média do COS armazenado sob plantio convencional ou vegetação nativa, usados como referências, conforme a Equação (3).

$$VR = \frac{COS_{PD}}{COS_{Ref}} \quad (3)$$

Em que, VR corresponde a proporção de COS no uso atual (plantio direto) em relação ao uso anterior (plantio convencional ou vegetação nativa). As variáveis respostas dos estoques de COS são valores numéricos que representam a mudança nos estoques de COS pelas atividades agropecuárias, onde valor igual, maior ou menor que 1, significam que não houve mudança, ocorreram ganhos ou perdas nos estoques de COS do sistema agrícola em relação ao estoque de COS da sua referência (plantio convencional ou vegetação nativa), respectivamente; COS_{PD} é o estoque de COS no sistema de plantio direto; e COS_{Ref} é o estoque de COS do sistema de plantio convencional ou vegetação nativa.

3.2.6.2 Modelo empírico para o potencial de armazenamento de COS sob plantio direto

As equações para os modelos empíricos sobre a dinâmica do COS sob plantio direto foram elaboradas a partir das variáveis resposta e taxas de mudança nos estoques de COS. Essas equações foram desenvolvidas para os dados obtidos da literatura, os quais apresentaram coeficientes de ajuste estatisticamente significativos e mais elevados, descrevendo um comportamento biológico compatível com os dados observados. O teste t foi utilizado para

verificar se os dados diferiam daqueles obtidos com os modelos. Considerando-se as hipóteses testadas $H_0: \beta_1 = 1$ e $H_a: \beta_1 \neq 1$, para $Y = X$. Equações que obtiveram coeficientes de ajuste significativos entre as probabilidades de 0,01 e 0,05 foram consideradas.

3.2.7 Análise estatística

Os dados foram analisados considerando o delineamento inteiramente casualizado, avaliando o COS em sistemas de plantio direto considerando os biomas da Amazônia e Cerrado no estado do Maranhão. Cada conjunto de dados foi submetido a uma série de procedimentos estatísticos, isto é, a análise de normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk ($p \leq 0,05$), análise de variância (teste F) a análise de homogeneidade de variâncias, removendo-se os outliers identificados de cada conjunto de dados.

3.3 Resultados

3.3.1 Novos dados: Estimativas dos estoques e taxas de mudanças de COS

Os resultados apontam que, considerando o estado do Maranhão, os estoques médios de COS apresentaram redução de 7% após a conversão da vegetação nativa para plantio direto, com valores de $33,11 \text{ Mg C ha}^{-1}$ e $30,78 \text{ Mg C ha}^{-1}$, respectivamente (Figura 2). Considerando os biomas maranhenses, os valores médios de COS apresentaram reduções nas áreas de plantio direto de 8% no Cerrado e 4% na Amazônia (Figura 2).

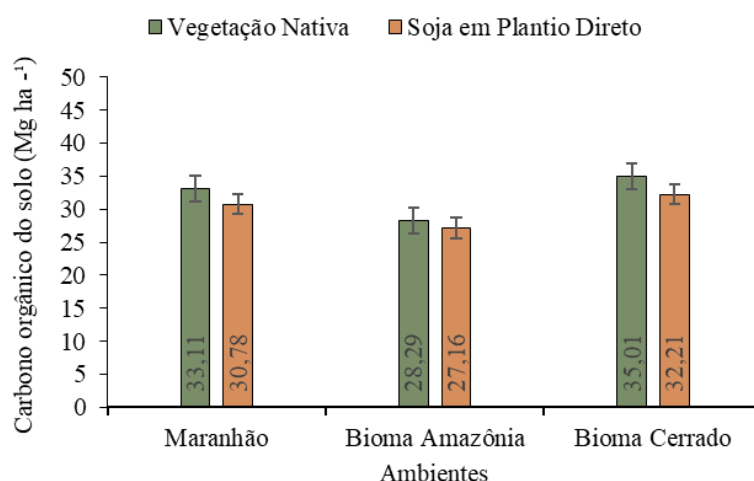


Figura 2. Valores médios dos estoques de COS para áreas de plantio direto considerando a camada de 0-30 cm no estado do Maranhão e nos biomas Amazônia e Cerrado, Brasil.

Em relação as taxas de mudanças dos estoques de COS, os resultados para a conversão da vegetação nativa para plantio direto indicam variação negativa dos estoques de COS (Tabela 2). Os resultados das taxas apontam reduções de 0,12; 0,06 e 0,14 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para o estado do Maranhão, biomas Amazônia e Cerrado maranhense, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1 - Taxas de mudanças nos estoques de COS em áreas de plantio direto, considerando todo o estado do Maranhão, os biomas Amazônia e Cerrado maranhense.

Ambientes	COS (Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹)	
	Vegetação Nativa	Soja sob Plantio Direto
Maranhão	-	-0,12
Bioma Amazônia	-	-0,06
Bioma Cerrado	-	-0,14

3.3.2 Dados da literatura: variável resposta, taxas de mudanças de COS e modelo empírico

3.3.2.1 Taxas de mudanças nos estoques de COS

De acordo com os resultados das taxas de mudanças nos estoques de COS para o Cerrado brasileiro apresentados na Tabela 2, observa-se que a conversão da vegetação nativa para sistema de plantio direto é responsável pela redução média nos estoques de COS de 0,29 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, enquanto, nas áreas em que plantio direto substituiu o plantio convencional foi registrado aumento nos estoques de COS por uma taxa média de 0,60 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹.

Tabela 2 – Estudos utilizados para avaliar a conversão da vegetação nativa (VN) em plantio direto (PD) e a conversão do preparo convencional (PC) em plantio direto (PD) no bioma Cerrado brasileiro.

Estudos	Localização	Bioma	Tipos de solos	Camada (cm)	Período (ano)	Estoque de COS (Mg ha ⁻¹)		Taxas de mudança (Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹)
						VN	PD	
Ferreira et al. (2016)	Planaltina - DF	Cerrado	Latossolo	0-100	29	164,40	145,80	-0,66
				0-100	29	164,40	135,80	-0,66
Jantalia et al. (2007)	Planaltina - DF	Cerrado	Latossolo	0-30	20	96,60	85,90	-0,39
				0-30	20	96,60	81,30	-0,39
Figueiredo et al. (2018)	Planaltina – DF	Cerrado	Latossolo	0-40	18	94,50	87,40	-0,38
				0-40	18	94,50	89,60	-0,38
Carvalho et al. (2010)	Montividiu – GO	Cerrado	Latossolo	0-30	21	75,40	60,90	-0,30
Carvalho et al. (2014)	Montividiu – GO	Cerrado	Latossolo	0-30	23	75,40	61,50	-0,30
D’Andréa et al. (2004)	Morrinhos – GO	Cerrado	Latossolo	0-40	5	61,10	61,07	-0,24
Freitas et al. (2000)	Goiânia – GO	Cerrado	Latossolo	0-40	5	81,90	82,50	-0,33
Souza et al. (2016)	Jataí – GO	Cerrado	Plintossolo	0-20	11	45,90	43,20	-0,18
				0-20	7	45,90	38,80	-0,18
Maia et al. (2010)	Novo S. Joaquim - MT	Cerrado	Latossolo	0-30	19	52,96	45,46	-0,21
Maia et al. (2010)	Sapezal - MT	Cerrado	Latossolo	0-30	7	49,00	51,81	-0,20
Salton et al. (2011)	Maracaju – MS	Cerrado	Latossolo	0-20	11	68,70	56,60	-0,27
Bayer et al. (2006)	Costa Rica – MS	Cerrado	Latossolo	0-20	6	54,00	57,30	-0,22
Carneiro et al. (2013)	Mineiros – GO	Cerrado	Neossolo	0-10	5	12,60	12,20	-0,05
Costa et al. (2015)	Selviria - MS	Cerrado	Latossolo	0-20	8	37,40	40,30	-0,15
				0-20	8	37,40	39,30	-0,15
				0-20	8	37,40	40,80	-0,15
				0-20	8	37,40	40,80	-0,15
				0-30	4	52,60	47,30	-0,21
Freixo et al. (2002)	Santo A. de Goiás – GO	Cerrado	Latossolo	0-30	4	52,60	40,10	-0,21
				0-30	4	52,60	40,10	-0,21
Locatelli et al. (2022)	Tasso Fragoso – MA	Cerrado	Latossolo	0-100	10	266,00	260,00	-1,06
Perez et al. (2004)	DF	Cerrado	Latossolo	0-40	3	63,70	59,70	-0,25
Pragana et al. (2012)	Bom Jesus – PI	Cerrado	Latossolo	0-10	8	28,77	26,68	-0,12
				0-10	4	28,77	22,86	-0,12
				0-10	3	28,77	31,35	-0,12

Rossi et al. (2012)	Montividiu - GO	Cerrado	Latossolo	0-60	13	90,00	92,80	-0,36
				0-60	13	90,00	83,50	-0,36
Estudos	Localização	Bioma	Tipos de solos	Prof. (cm)	Período (ano)	Estoque de COS (Mg ha ⁻¹)		Taxas de mudança (Mg C ha ⁻¹ ano ⁻¹)
						PC	PD	
Leite et al. (2010)	Baixa G. do Ribeiro - PI	Cerrado	Latossolo	0-40	8	33,65	37,73	0,37
Campos et al. (2013)	Bom Jesus – PI	Cerrado	Latossolo	0-40	3	53,12	58,51	0,58
				0-40	5	53,12	76,30	0,58
				0-40	9	53,12	73,63	0,58
Pavinato (2009)	Tasso Fragoso – MA	Cerrado	Latossolo	0-20	5	37,10	37,60	0,41
Carvalho et al. (2014)	Planaltina – DF	Cerrado	Latossolo	0-40	6	86,50	84,50	0,95
Corazza et al. (1999)	Planaltina – DF	Cerrado	Latossolo	0-100	15	128,82	154,97	1,42
Marchão et al. (2009)	Planaltina – DF	Cerrado	Latossolo	0-30	10	53,30	56,03	0,59
Oliveira et al. (2004)	Planaltina – DF	Cerrado	Latossolo	0-30	20	47,50	37,00	0,52
Jantalia et al. (2007)	Planaltina – DF	Cerrado	Latossolo	0-30	20	71,60	85,90	0,79
				0-30	20	77,50	81,30	0,85
Costa Jr et al. (2012)	Rio Verde – GO	Cerrado	Latossolo	0-20	1	38,20	35,10	0,42
				0-20	5	38,20	38,20	0,42
				0-20	13	38,20	48,00	0,42
				0-20	5	41,00	37,30	0,45
				0-20	9	41,00	44,40	0,45
				0-20	17	41,00	49,50	0,45
Bayer et al. (2006)	Luziânia - GO	Cerrado	Latossolo	0-20	8	38,60	41,00	0,42
				0-20	8	38,30	41,00	0,42
Pavinato (2009)	Luziânia - GO	Cerrado	Latossolo	0-20	13	53,70	56,70	0,59
Freitas et al. (2000)	Goiânia - GO	Cerrado	Latossolo	0-40	5	84,30	82,50	0,93
Sá et al. (2013)	Lucas do Rio Verde - MT	Cerrado	Latossolo	0-100	8	104,10	119,20	1,15
				0-100	8	104,10	114,60	1,15
				0-100	8	104,10	110,20	1,15
				0-100	8	104,10	116,20	1,15
				0-100	8	104,10	120,50	1,15
				0-100	8	104,10	118,70	1,15
Pavinato (2009)	Sapezal - MT	Cerrado	Latossolo	0-20	4	55,10	58,60	0,61
Maia et al. (2010)	Sapezal - MT	Cerrado	Neossolo	0-30	7	28,36	29,71	0,31

Maia et al. (2010)	Itiquira – MT	Cerrado	Latossolo	0-30	17	62,64	74,51	0,69
Maia et al. (2010)	Novo S. Joaquim - MT	Cerrado	Latossolo	0-30	4	44,88	45,46	0,49
Bayer et al. (2006)	Costa Rica - MS	Cerrado	Latossolo	0-20	6	54,30	57,30	0,60
				0-20	6	55,40	57,30	0,61
Pavinato (2009)	Costa Rica – MS	Cerrado	Latossolo	0-20	11	48,90	53,70	0,54
Dieckow et al. (2009)	Dourados - MS	Cerrado	Latossolo	0-20	17	41,43	41,24	0,46
Salton et al. (2011)	Dourados - MS	Cerrado	Latossolo	0-20	9	44,10	42,60	0,49
Salton et al. (2011)	Campo Grande - MS	Cerrado	Latossolo	0-20	11	46,30	47,40	0,51
Roscoe e Buurman (2003)	Sete Lagoas – MG	Cerrado	Latossolo	0-45	10	89,74	86,36	0,99
Assis et al. (2006)	Capinópolis – MG	Cerrado	Latossolo	0-20	4	76,08	54,67	0,84
				0-20	4	76,08	68,13	0,84
				0-20	4	76,08	71,36	0,84
Lilienfein et al. (2003)	Uberlândia - MG	Cerrado	Latossolo	0-30	3	61,00	58,00	0,67
Segnini et al. (2013)	Ribeirão Preto - SP	Cerrado	Latossolo	0-60	7	119,20	126,90	1,31
Rossetti e Centurion (2015)	Jaboticabal - SP	Cerrado	Latossolo	0-30	5	36,23	36,16	0,40
				0-30	7	36,23	43,15	0,40
				0-30	9	36,23	50,55	0,40
				0-30	6	37,15	40,16	0,41
				0-30	8	37,15	37,22	0,41
				0-30	10	37,15	44,08	0,41
				0-30	9	37,15	44,08	0,41
Seben Jr et al. (2014)	Jaboticabal - SP	Cerrado	Latossolo	0-10	9	10,98	11,25	0,12
				0-10	9	10,98	11,22	0,12
				0-10	9	10,98	11,23	0,12
Demaria et al. (1999)	Campinas - SP	Cerrado	Latossolo	0-20	12	78,00	80,80	0,86
Bayer et al. (2004)	Costa Rica - MS	Cerrado	Latossolo	0-20	6	54,27	56,06	0,60
				0-20	6	54,27	56,49	0,60
				0-20	6	54,27	55,87	0,60
				0-20	6	54,27	58,96	0,60
Carneiro et al. (2013)	Costa Rica - MS	Cerrado	Latossolo	0-10	5	26,30	34,20	0,29
				0-10	5	26,30	33,70	0,29
Freixo et al. (2002)	Santo A. de Goiás – GO	Cerrado	Latossolo	0-30	4	53,80	47,30	0,59
Ferreira et al. (2022)	Luís E. Magalhães - BA	Cerrado	Latossolo	0-40	5	9,86	13,99	0,11
				0-40	5	9,86	14,61	0,11
				0-40	5	9,86	12,81	0,11

3.3.2.2 Variável resposta

O conjunto de dados para avaliar os impactos sobre os estoques COS, considerando a conversão de vegetação nativa para sistema de plantio direto, é composto por 18 estudos e 30 comparações (Tabela 2) distribuído pelo bioma Cerrado brasileiro, com período de mudança do uso da terra variando de 3 a 29 anos. Em relação ao conjunto de dados para a conversão do plantio convencional para plantio direto, é composto por 26 estudos com 63 pares de comparação (Tabela 2) no bioma Cerrado, com o período de implantação oscilando de 1 a 20 anos.

Na Figura 3 estão apresentados os resultados das variáveis respostas para os estudos da literatura, as quais representam a taxa média do estoque de COS sob o sistema de plantio direto/taxa média do estoque de COS sob o uso anterior (vegetação nativa ou plantio convencional) para cada par de comparação.

Para o conjunto de dados avaliando a mudança da vegetação nativa para sistema de plantio direto, os resultados denotam variável resposta média de 0,94, ou seja, redução média dos estoques de COS de 6%. Esse conjunto de dados é formado por 30 pares de comparações, com tempo médio de conversão de 11,6 anos. No entanto, observa-se que os valores das variáveis respostas <1 retratam 66,7% (20 pares de comparações) do conjunto de dados. Analisando apenas esses dados, constata-se que a perda média é de 12%, com período médio de mudança no uso da terra de 13,83 anos. Em contrapartida, foi observado que os valores das variáveis respostas >1 representam 33,3% dos dados, com aumento médio nos estoques de COS de 6%, porém, o tempo médio de implantação é de apenas 7,1 anos (Figura 3).

De forma contrária, as áreas de plantio direto que substituíram o plantio convencional apresentaram variáveis respostas ≥ 1 em 81% do conjunto de dados, com ganho médio de COS de 13%, e tempo médio de mudança no manejo da terra de 8,6 anos. No entanto, foi observado também que após essa conversão pode provocar redução nos estoques de COS, visto que 19% dos dados indicaram perda média de 9% no COS, tendo 6,3 anos de média (Figura 3).

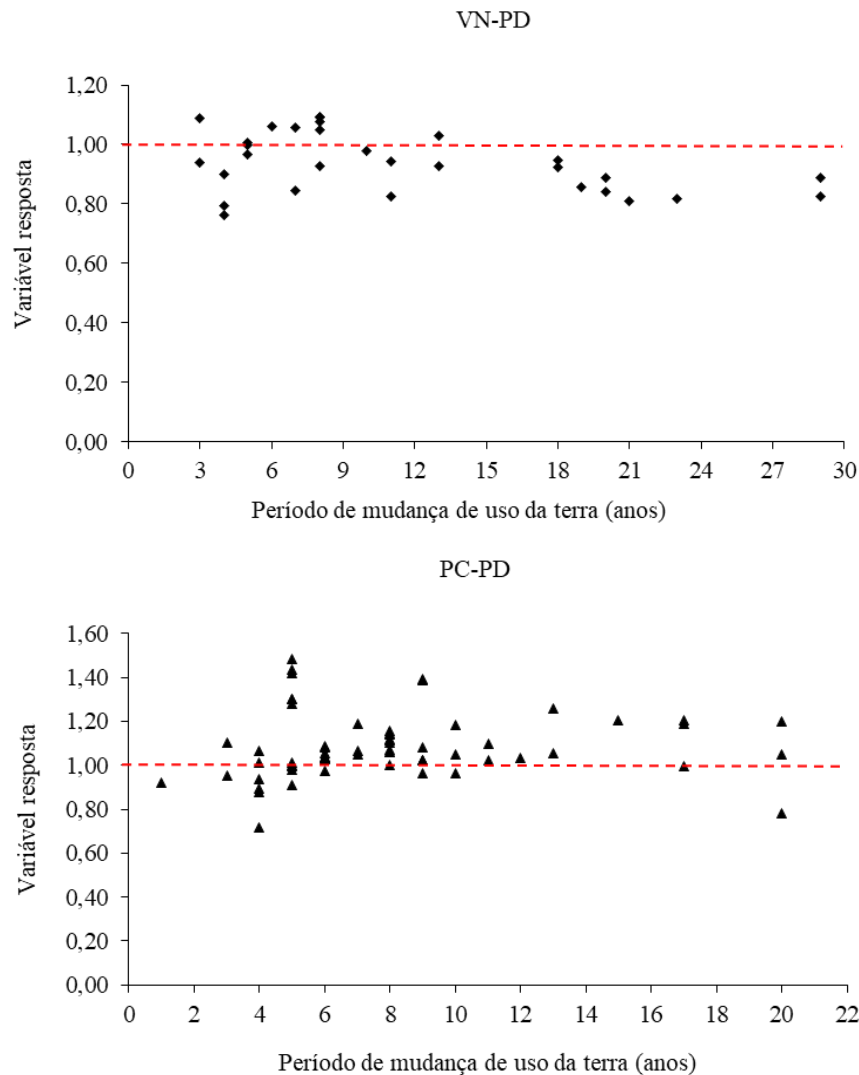


Figura 3. Variáveis respostas correspondendo a relação entre os estoques de carbono do solo encontradas em sistemas de plantio direto comparados a vegetação nativa e plantio convencional no bioma Cerrado, Brasil.

3.3.2.3 Modelos empírico

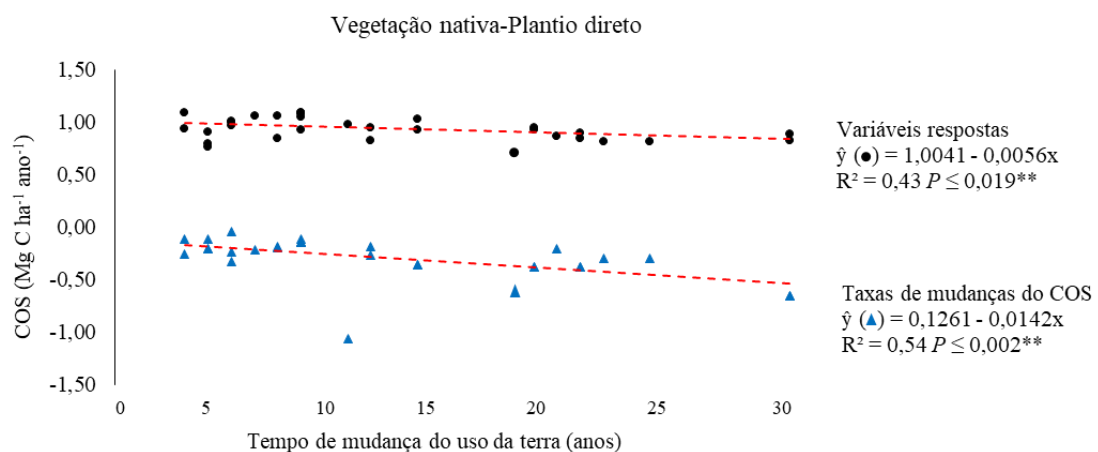
O modelo empírico foi usado para compreender melhor a dinâmica do COS sob plantio direto em função do tipo de mudança no uso ou manejo da terra (vegetação nativa e plantio convencional), onde na maioria dos casos, os dados foram significativos ($p \leq 0,01$ e $p \leq 0,05$). Para essas análises, foram utilizados dados das variáveis de resposta e das taxas de mudança nos estoques de COS para cada conversão (Tabela 1).

Os resultados do modelo empírico denotam que, no bioma Cerrado, a perda ou sequestro de COS sob o plantio direto depende do uso anterior do solo (Figura 4). Por exemplo, a

conversão de vegetação nativa para plantio direto causa efeito negativo ($p \leq 0,01$) sobre a dinâmica dos estoques de COS, apresentando bom ajuste dos dados ($R^2 = 0,43$ e $0,54$). Nos primeiros anos de uso (1-8 anos), o plantio direto promove redução mais suave dos estoques de COS, com perda média por uma taxa de $0,18 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou 2% conforme a média das variáveis respostas. No entanto, essa taxa aumenta para $-0,40 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou 8% nas áreas com tempo de implementação entre 10 e 20 anos. Os resultados também mostram que, apesar da perda de COS aumentar para $0,48 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou 17%, existe uma tendência de estabilização nas perdas de COS após o tempo de conversão entre 21 e 29 anos (Figura 4).

Por outro lado, os resultados dos modelos empíricos sugerem que a substituição do plantio convencional pelo plantio direto tende a sequestrar COS ao longo do tempo ($p \leq 0,05$), com os dados mostrando um ajuste moderado (R^2 variando de 0,13 a 0,37). Entre 1 e 9 anos após a conversão de plantio convencional para plantio direto, as áreas mostraram uma taxa de sequestro de $0,62 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou 9% de COS. Nas áreas de plantio direto entre 10 e 20 anos de implantação, a taxa de sequestro de COS aumenta para $0,67 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou 10% de COS (Figura 4).

É relevante destacar que os resultados do modelo empírico aplicado ao plantio direto a partir da vegetação nativa ou plantio convencional apresentam similaridades nas curvas de perdas ou sequestro de COS, tanto nos dados medidos quanto nos estimados. Dessa forma, esses modelos podem ser utilizados para projetar perdas ou ganhos de COS em sistemas de plantio direto ao longo do tempo (Figura 4).



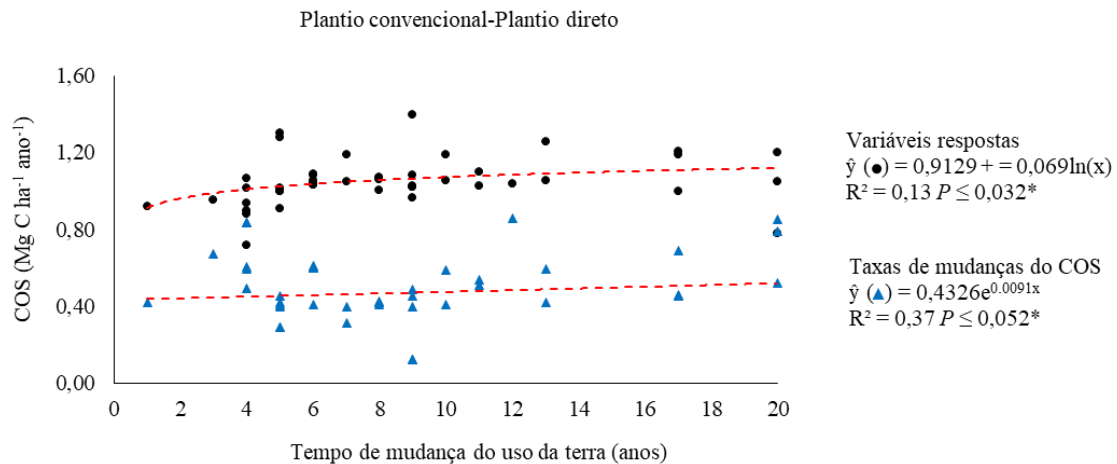


Figura 4. Modelos empíricos ajustados para determinação de variáveis respostas e taxas de mudança para os cenários vegetação nativa (VN) para plantio direto (PD) e plantio convencional (PC) para plantio direto (PD).

3.4 Discussão

3.4.1 Dinâmica dos estoques e taxas de mudanças de COS no Maranhão

Neste estudo, os resultados apontam que a longo prazo, a conversão da vegetação nativa para sistemas agrícolas sob plantio direto apresenta potencial limitado para mitigar as mudanças climáticas devido a perda de COS, variando de 4 a 8% (Figura 2). Esses resultados indicam que, após o desmatamento inevitavelmente os estoques de COS são reduzidos, ou seja, o plantio direto é incapaz de manter os níveis de COS encontrados na área nativa (Maia et al., 2022). Similarmente, Maia et al. (2022) observaram que a mudança da vegetação nativa para o plantio direto no Cerrado brasileiro provoca a redução nos estoques de COS de 2 e 8% após 15 e 20 anos de uso da terra, respectivamente. Neste sentido, é importante ressaltar que, embora esse tipo de mudança do uso da terra cause reduções nos estoques de COS, é menos pronunciado do que as perdas observadas na conversão da vegetação nativa para plantio convencional no bioma Cerrado, conforme observado por Medeiros et al. (2022) que constataram reduções respectivas de 10 e 17% após os 20 e 30 anos de uso.

As perdas de COS não estão restritas aos sistemas agrícolas no Cerrado, visto que Damian et al. (2021), estimam que o desmatamento nas áreas da floresta Amazônia serão responsáveis por emitir de 15-26 Pg de C para a atmosfera até 2030. Por outro lado, Besen et al. (2024), apontam que a adoção de sistemas conservacionistas a longo prazo, como por exemplo, o plantio direto, sistemas agroflorestais e sistemas de produção integrada lavoura, pecuária (ILP)

e floresta (ILPF), em alguns casos, podem restaurar totalmente o COS, inclusive aos níveis encontrados nas áreas de vegetação nativa.

Nesse contexto, as mudanças no uso da terra, inclusive, dentro de um tempo relativamente curto, podem alterar significativamente as propriedades físicas e biogeoquímicas dos solos (Gmach et al., 2018; Locatelli et al., 2022). Na região do MATOPIBA, a expansão da área cultivada com soja sob sistemas de plantio direto, na maioria dos casos, ocorreu em áreas anteriormente ocupadas pela vegetação nativa, pastagem ou plantio convencional (Fuentes-Llanillo et al., 2021). Outra informação importante a respeito da região MATOPIBA, é que os solos dessa região são formados por alto teor de areia (geralmente > 60%) (Vogado et al., 2024), o que representa enorme desafio para o manejo de sistemas agrícolas e a manutenção dos estoques de COS (Locatelli et al., 2022), visto que apresenta baixa proteção físico-química da MOS, em função dos baixos teores de argila, que desempenham um papel crucial na formação de agregados do solo e, conseqüentemente, na proteção do carbono (Rosa et al., 2011).

Nessa perspectiva, Santos et al. (2022), avaliaram a capacidade de armazenamento solo cultivado sob plantio direto na região do MATOPIBA após a conversão de vegetação nativa, e observaram redução dos estoques de MOS variando de 9,5 e 31,4%. Esses resultados reforçam que, apesar do plantio direto ser um sistema conservacionista, dependendo da região de cultivo, não conseguem manter os níveis de MOS e COS da área de vegetação nativa, semelhante ao observado no presente estudo para a zona de transição floresta Amazônia-Cerrado (Figura 2). Por sua vez, Besen et al. (2024) estudaram o potencial do plantio direto para o sequestro de C na região do sul do Brasil, e constataram que as áreas sob plantio direto apresentaram aumento médio de 20% em relação ao plantio convencional. Semelhantemente, Ferreira et al. (2022), observaram aumento 52% nos estoques de COS na camada de 0-40 cm na área sob plantio direto.

3.4.2 Revisão de literatura

Vários resultados publicados na literatura já demonstraram que no Cerrado brasileiro, o plantio direto apresenta maiores ganhos de COS em comparação ao plantio convencional (Ferreira et al., 2022; Locatelli et al., 2022; Medeiros et al., 2022; Besen et al., 2024). No entanto, por outro lado, quando o plantio direto substituiu as áreas de vegetação nativa, promoveram perdas nos estoques de COS (Maia et al., 2022). Diante destes resultados, fica claro que o sequestro ou perda de COS nas áreas de plantio direto dependem do uso anterior.

No presente estudo, esses resultados foram confirmados pelo modelo empírico (Figura 4). Esses achados destacam a importância do plantio direto como uma prática agrícola que pode influenciar significativamente o balanço de carbono no solo, promovendo o sequestro ou potencializando as emissões, dependendo das condições de manejo e do uso anterior do solo (Maia et al., 2022). Além disso, o modelo empírico desenvolvido neste estudo surge como uma ferramenta indispensável para projetar, ao longo do tempo, as dinâmicas de perdas e/ou ganhos de COS nas áreas de plantio direto, visto que a amostragem do solo e análises do carbono são processos que demandam esforço físico, tempo e recursos financeiros.

Diante dos resultados apresentados na Tabela 1 e Figuras 3 e 4, os sistemas conservacionistas como o plantio direto, melhoram as características físicas, químicas e biológicas do solo, além de promover alterações nos estoques de COS, as quais podem ser positivas quando o plantio direto substitui sistemas com baixo aporte de material orgânico ao solo, casos do plantio convencional e pastagem com algum grau de degradação (Maia et al., 2022), ou negativas após ser convertidas de áreas sob vegetação nativa. Outrossim, os sistemas de plantio direto podem aumentar a biodiversidade do agroecossistema ao longo do tempo (Kassam et al., 2022).

As áreas de plantio direto quando apresentam maiores teores e estoques de COS, agregados, atividade microbiológicas e outros componentes importantes como os nutrientes essenciais para as plantas (nitrogênio, magnésio, fósforo, cálcio etc.) em relação ao plantio convencional. Esses fatores são importantes para manter a qualidade dos solos nos agroecossistemas (Sant'Anna et al., 2024). Neste sentido, no bioma Cerrado o aporte de resíduo vegetal ao solo no sistema de plantio direto é de aproximadamente $7,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Ferreira et al., 2022). Dessa forma, o plantio direto é indispensável para restaurar o estoque de MOS perdido nas áreas de cultivo intensivo do solo (Abido et al., 2020). Esse potencial do plantio direto pode ser explicado pela perturbação mínima do solo, cobertura contínua e rotação de culturas (Maia et al., 2022), que causa o aumento no aporte de resíduos orgânicos, e por consequência, o teor e estoque de COS (Sant'Anna et al., 2024).

É importante pontuar que o sistema de plantio direto é considerado um sistema de referência mundial para a conservação do solo e água, bem como, favorece a biodiversidade do agroecossistema e o avanço da sustentabilidade econômica e ambiental (Fuentes-Llanillo et al., 2021). Os resultados de Abido et al. (2020) são convergentes com essas informações, visto que encontraram menores emissões de C em solos sob plantio direto quando comparado aos plantios

convencional e reduzido. Neste aspecto, cada vez mais, a agricultura de conservação, sobretudo o plantio direto, é reconhecido como uma abordagem agrícola fundamental para a produção sustentável, alinhada com as práticas de agricultura inteligente em relação ao clima e ao sequestro de carbono, ao mesmo tempo em que atende às demandas por segurança alimentar e se adapta às mudanças climáticas (Kassam et al., 2022), por consequência, contribui para a preservação ambiental, inclusive em áreas estratégicas, como a região MATOPIBA e a zona de transição floresta Amazônia-Cerrado, foco do presente estudo.

3.5 Conclusão

Os resultados obtidos neste estudo mostram que a conversão da vegetação nativa para plantio direto sob soja (*Glycine max* (L.) Merrill) nos biomas Amazônia e Cerrado no estado do Maranhão reduz 6,3% em média os estoques de COS na camada 0-30 cm após 20 anos de uso. Em contrapartida, os dados da revisão de literatura, constataam que a taxa de sequestro de COS nas áreas de plantio direto que substituíram o plantio convencional é de 0,60 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ ou 9% de COS. Portanto, a eficiência do plantio direto depende do uso anterior, visto que pode se comportar tanto como uma fonte de liberação de CO₂ para a atmosfera ou sequestro de COS. Sendo assim, o plantio direto pode contribuir de forma efetiva para o aumento dos teores de MOS, COS e preservação da biodiversidade, mas, esses benefícios estão fortemente ligados ao histórico de uso da terra.

Frente a isso, os resultados desse estudo apontam a necessidade de implementar sistemas conservacionistas, como o plantio direto, a longo prazo, visando a restauração dos teores de COS, e consequentemente, a mitigação das mudanças climáticas globais e a proteção da biodiversidade. Portanto, a adoção de estratégias, como o plantio direto, que promovam o equilíbrio entre a produção agrícola e a preservação ambiental é fundamental para a conservação da biodiversidade na zona de transição floresta Amazônia-Cerrado no estado do Maranhão, Brasil.

REFERÊNCIAS

ABIDO, W. A. E.; HADHÁZY, Á.; HENZSEL, I. Effect of tillage method on carbon-dioxide emission and soil properties under two soil surface levels. **Acta Ecologica Sinica**, v.40, p.210–213, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2019.05.015>.

- ASSIS, C. P.; JUCKSCH, L.; MENDONÇA, E. S.; NEVES, J. C. L. Carbono e nitrogênio em agregados de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.41, n.10, p.1541-1550, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2006001000012>.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A. Armazenamento de carbono em frações lábeis da matéria orgânica de um Latossolo Vermelho sob plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.7, p.677-683, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004000700009>.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v.86, p.237–245, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023>.
- BESSEN, M. R.; RIBEIRO, R. H.; BRATTI, F.; LOCATELLI, J. L.; SCHMITT, D. E.; PIVA, J. T. Cover cropping associated with no-tillage system promotes soil carbon sequestration and increases crop yield in Southern Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.242, p.106162, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106162>.
- BRASIL (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação), 2022. **Quarto Inventário Nacional de Emissões e Remoções Antrópicas de Gases de Efeito Estufa**. Relatório de Referência “Setor Uso da Terra. Mudança do Uso da Terra e Florestas” [online]. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/publicacoes/relatorios-de-referenciasetorial>. Acesso em: 18 jul. 2024.
- BRASIL (Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovação). **Emissões de GEE por Setor**. 2024. Disponível em: <https://www.gov.br/mcti/pt-br/acompanhe-o-mcti/sirene/emissoes/emissoes-de-gee-por-setor-1>. Acesso em: 20 mar. 2024.
- CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; BRASIL, E. L.; IWATA, B. F. Estoques e frações de carbono orgânico em Latossolo Amarelo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.48, n.3, p.304-312, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000300009>.
- CARNEIRO, M. A. C.; SOUZA, E. D.; PAULINO, H. B.; SALES, L. E. O.; VILELA, L. A. F. Atributos indicadores de qualidade em solos de Cerrado no entorno do Parque Nacional das Emas, Goiás. **Bioscience Journal**, v.29, n.6, p.1857-1868, 2013.
- CARVALHO, A.M.; MARCHÃO, R.L.; SOUZA, K.W.; BUSTAMANTE, M.M.C. Soil fertility status, carbon and nitrogen stocks under cover crops and tillage regimes. **Revista**

- Ciência Agronômica**, v.45, n.5 (Especial), p.914-921, 2014.
<https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500007>.
- CARVALHO, J. L. N.; RAUCCI, G. S.; CERRI, C. E. P.; BERNOUX, M.; FEIGL, B. J.; WRUCK, F. J.; CERRI, C. C. Impact of pasture, agriculture and crop-livestock systems on soil C stocks in Brazil. **Soil and Tillage Research**, v.110, p.175–186, 2010.
<https://doi.org/10.1016/j.still.2010.07.011>.
- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. Boletim da Safra de Grãos. Disponível em:
<https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/graos/boletim-da-safra-de-graos>. Acesso em:
 31 out. 2024.
- CORAZZA, E. J.; SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; GOMES, A. C. Comportamento de diferentes sistemas de manejo como fonte ou depósito de carbono em relação à vegetação de Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.23, p.425-432, 1999.
<https://doi.org/10.1590/S0100-06831999000200025>.
- COSTA JUNIOR, C.; PICCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; CAMARGO, P. B.; CERRI, C. C.; BERNOUX, M. Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, n.4, p.1311-1321, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400025>.
- COSTA, N. R.; ANDREOTTI, M.; LOPES, K. S. M.; YOKOBATAKE, K. L.; FERREIRA, J. P.; PERIZ, C. M.; BONINI, C. S. B.; LONGHINI, V. Z. Atributos do solo e acúmulo de carbono na integração lavoura-pecuária em sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.39, p.852-863, 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140269>.
- DAMIAN, J. M.; DURIGAN, M. R.; CHERUBIN, M. R.; MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CAMARGO, P. B.; FERREIRA, J. N.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C.; CERRI, C. E. P. Deforestation and land use change mediate soil carbon changes in the Eastern Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v.21, p.64, 2021b.
<https://doi.org/10.1007/s10113-021-01796-w>.
- D'ANDRÉA, A.F.; SILVA, M.L.N.; CURI, N.; GUILHERME, L.R.G. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.2, p.179-186, 2004.
<https://doi.org/10.1590/S0100-204X2004000200012>.
- DEMARIA, I. C.; NNABUDE, P. C.; CASTRO, O. M. Long-term tillage and crop rotation effects on soil chemical properties of a Rhodic Ferralsol in southern Brazil. **Soil and**

- Tillage Research**, v.51, n.1–2, p.71-79, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00025-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00025-2).
- DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; SCHNEIDER, F. J. A.; LONDERO, A. L.; LEFÈVRE, I.; EVRARD, O. Quantifying the impact of no-tillage on soil redistribution in a cultivated catchment of Southern Brazil (1964–2016) with ^{137}Cs inventory measurements. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.284, p.106588, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106588>.
- DIECKOW, J. BAYER, C.; CONCEIÇÃO, P. C.; ZANATTA, J. A.; MARTIN-NETO, L.; MILORI, D. B. M.; SALTON, J. C.; MACEDO, M. M.; MIELNICZUK, J.; HERNANI, L. C. Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science**, v.60, n.2, p.240-249, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2008.01101.x>.
- FAOSTAT - Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2024. **The State of Food and Agriculture 2023**. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/d18c268b-55bc-435f-8b6d-6f6efbf39479/content>. Acesso em: 01 nov. 2024.
- FERREIRA, A. C. B.; BOGIANI, J. C.; SOFIATTI, V.; BORIN, A. L. D. C.; PERINA, F. J.; FERREIRA, G. B.; SILVA, M. A. S.; MACHADO, P. L. O. A. Organic carbon stock changes and crop yield in a tropical sandy soil under rainfed grains-cotton farming systems in Bahia, Brazil. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v.52, p.e71219, 2022. <https://doi.org/10.1590/1983-40632022v5271219>.
- FERREIRA, E. A. B.; BUSTAMANTE, M. M. C.; RESCK, V. S.; FIGUEIREDO, C. C.; PINTO, A. S.; MALAQUIAS, J. V. Carbon Stocks in Compartments of Soil Organic Matter 31 Years after Substitution of Native Cerrado Vegetation by Agroecosystems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.40, p.e0150059, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbcs20150059>.
- FIGUEIREDO, C. C.; OLIVEIRA, A. D.; SANTOS, I. L.; FERREIRA, E. A. B.; MALAQUIAS, J. V.; S. A. SÁ, M. A. C.; CARVALHO, A. M.; SANTOS JUNIOR, J. D. G. Relationships between soil organic matter pools and nitrous oxide emissions of agroecosystems in the Brazilian Cerrado. **Science of the Total Environment**, v.618, p.1572-1582, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.333>.

- FREITAS, P. L.; BLANCANEUX, P.; GAVINELLI, E.; LARRÉ-LARROUY, M. C.; FELLER, C. Nível e natureza do estoque orgânico de Latossolos sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.35, n.1, p.157-170, 2000. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000100018>.
- FREIXO, A. A.; MACHADO, P. L. O. A.; GUIMARÃES, C. M.; SILVA, C. A.; FADIGAS, F. S. Estoques de carbono e nitrogênio e distribuição de frações orgânicas de Latossolo do Cerrado sob diferentes sistemas de cultivo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.26, n.2, p.425-434, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200016>.
- FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; SOARES JUNIOR, D.; MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.208, p.104877, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104877>.
- GMACH, M. R.; DIAS, B. O.; SILVA, C. A.; NÓBREGA, J. C. A.; LUSTOSA-FILHO, J. F.; SIQUEIRA-NETO, M. Soil organic matter dynamics and land-use change on Oxisols in the Cerrado, Brazil. **Geoderma Regional**, v.14, p.e00178, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2018.e00178>.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Área territorial brasileira 2022**. Rio de Janeiro: IBGE, 2023.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Índice de Desenvolvimento Humano**. 2024. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pi/pesquisa/37/30255?tipo=ranking&ano=2021>. Acesso em: 11 abr. 2024.
- IMESC - Instituto Maranhense de Estudos Socioeconômicos e Cartográficos. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico-Econômico do Maranhão (ZEE-MA): etapa Bioma Cerrado e Sistema Costeiro**. 2. ed., v.1. São Luís: IMESC, 2021, 441 p.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **TerraBrasilis**. INPE: 2024. <https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/legal_amazon/increments>. Acesso em: 18 mar. 2024.
- JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; ZOTARELLI, L.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Tillage effect on C stocks of a clayey Oxisol under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado region. **Soil and Tillage Research**, v.95, n.1–2, p.97-109, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.11.005>.

- KASSAM, A.; FRIEDRICH, T.; DERPSCH, R. Successful Experiences and Lessons from Conservation Agriculture Worldwide. **Agronomy**, v.12, p.769, 2022. <https://doi.org/10.3390/agronomy12040769>.
- KNAPP, S.; HEIJDEN, M. G. A. V. A global meta-analysis of yield stability in organic and conservation agriculture. **Nature Communications**, v.9, p.3632, 2018. <https://doi.org/10.1038/s41467-018-05956-1>.
- LEITE, L. F. C.; GALVÃO, S. R. S.; HOLANDA NETO, M. R.; ARAÚJO, F. S.; IWATA, B. F. Atributos químicos e estoques de carbono em Latossolo sob plantio direto no cerrado do Piauí. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.12, p.1273–1280, 2010. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662010001200004>.
- LILIENFEIN, J.; WILCKE, W.; VILELA, L.; AYARZA, M. A.; LIMA, S. C.; ZECK, W. Soil fertility under native Cerrado and pasture in the Brazilian savanna. **Soil Science Society of America Journal**, v.67, p.1195-1205, 2003. <https://doi.org/10.2136/sssaj2003.1195>.
- LIU, E.; TECLEMARIAM, S. G.; YAN, C.; YU, J.; GU, R.; LIU, S.; HE, W.; LIU, Q. Long-term effects of no-tillage management practice on soil organic carbon and its fractions in the northern China. **Geoderma**, v.213, p.379–384, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2013.08.02>.
- LOCATELLI, J. L., SANTOS, R. S., CHERUBIN, M. R., CERRI, C. E. P. Changes in soil organic matter fractions induced by cropland and pasture expansion in Brazil's new agricultural frontier. **Geoderma Regional**, v.28, p.00474, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00474>.
- LOCATELLI, J. L.; LIMA, R. P.; SANTOS, R. S.; CHERUBIN, M. R.; CREAMER, R. E.; CERRI, C. E. P. Soil Strength and Structural Stability Are Mediated by Soil Organic Matter Composition in Agricultural Expansion Areas of the Brazilian Cerrado Biome. **Agronomy**, v.13, n.71, 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13010071>.
- MAIA, S. M. F.; BORGES, S. T. F.; MEDEIROS, A. S. Sugarcane harvesting systems in Brazil: Effects on soil carbon stocks and ethanol payback time. **European Journal of Soil Science**, v 75, n.5, p.e13580, 2024. <https://doi.org/10.1111/ejss.13580>.
- MAIA, S. M. F.; CARVALHO, J. L. N.; CERRI, C. E. P.; LAL, R.; BERNOUX, M.; GALDOS, M. V.; CERRI, C. C. Contrasting approaches for estimating soil carbon changes in Amazon and Cerrado biomes. **Soil & Tillage Research**, v.133, p.75-84, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.06.002>.

- MAIA, S. M. F.; MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; LYRA, G. B.; LAL, R.; ASSAD, E. D.; CERRI, C. E. P. Potential of no-till agriculture as a nature-based solution for climate-change mitigation in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.220, p.105368, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105368>.
- MAIA, S. M. F.; OGLE, S. M.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. Changes in soil organic carbon storage under different agricultural management systems in the Southwest Amazon Region of Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.106, p.177–184, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.still.2009.12.005>.
- MAPBIOMAS, 2024. <https://brasil.MapBiomass.org/>. Acesso em: 04 abr. 2024.
- MARCHÃO, R. L.; BECQUER, T.; BRUNET, D.; BALBINO, L. C.; VILELA, L.; BROSSARD, M. Carbon and nitrogen stocks in a Brazilian clayey Oxisol: 13-year effects of integrated crop–livestock management systems. **Soil and Tillage Research**, v.103, n.2, p.442-450, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.11.002>.
- MEDEIROS, A. S.; SANTOS, T. C.; MAIA, S. M. F. Effect of long-term and soil depth on soil organic carbon stocks after conversion from native vegetation to conventional tillage systems in Brazil. **Soil & Tillage Research**, v.219, p.105336, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105336>.
- MEDEIROS, A. S.; CESÁRIO, F. V.; MAIA, S. M. F. Long-term impact of conventional management on soil carbon and nitrogen stocks in the semi-arid region of Brazil: A meta-analysis. **Journal of Arid Environments**, v.218, p.105052, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2023.105052>.
- NICOLOSO, R. S.; RICE, C. W.; AMADO, T. J. C.; COSTA, C. N.; AKLEY, E. K. Carbon saturation and translocation in a no-till soil under organic amendments. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.264, p.73-84, 2018.
- OLIVEIRA, D. C.; MAIA, S. M. F.; FREITAS, R. C. A.; CERRI, C. E. P. Changes in soil carbon and soil carbon sequestration potential under different types of pasture management in Brazil. **Regional Environmental Change**, v.22, p.87, 2022. <https://doi.org/10.1007/s10113-022-01945-9>.
- OLIVEIRA, G.C.; DIAS JUNIOR, M.S.; RESCK, D.V.S.; CURI, N. Caracterização química e físico-hídrica de um Latossolo Vermelho após vinte anos de manejo e cultivo do solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.327-336, 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000200011>.

- PAVINATO, A. Carbono e nutrientes no solo e a sustentabilidade do sistema soja-algodão no Cerrado brasileiro. In: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre - RS, Brasil (Tese), 2009.
- PEREZ, K. S. S.; RAMOS, M. L. G.; MCMANUS, C. Carbono da biomassa microbiana em solo cultivado com soja sob diferentes sistemas de manejo nos Cerrados. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.6, p.567-573, 2004. <https://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2004000600008>.
- PRAGANA, R. B.; NÓBREGA, R. S. A.; RIBEIRO, M. R.; LUSTOSA FILHO, J. F. Atributos biológicos e dinâmica da matéria orgânica em Latossolos amarelos na região do Cerrado piauiense sob sistema plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.851-858, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000300015>.
- RAIJ, B. V., ANDRADE, J. C., CANTARELLA, H., QUAGGIO, J. A., 2001. **Chemical analysis to evaluate the fertility of tropical soils**. Campinas: Agronomic Institute.
- REICHART, K.; TIMM, L. C. Variância espacial e temporal de atributo do SSPA. In: Reichart, K.; Timm, L. C. **Solo, planta e atmosfera: conceitos, processos e aplicações**. Barueri: Manole, 2. ed., p. 357-426, 2012.
- RIBEIRO, F. O. O uso do MapBiomass na análise de perda de vegetação natural e apoio a Legislação Florestal atual em Bragança (Pará). **Revista Brasileira de Meio Ambiente**, v.10, n.3, p.150-167, 2022. <https://doi.org/10.5281/zenodo.7519017>.
- ROSA, C. M.; CASTILHOS, R. M. V.; PAULETTO, E. A.; PILLON, C. N.; LEAL, O. A. Conteúdo de carbono orgânico em Planossolo Háplico sob sistemas de manejo do arroz irrigado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p.1769-1776, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000500031>.
- ROSCOE, R.; BUURMAN, P. Tillage effects on soil organic matter in density fractions of a Cerrado Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v.70, n.2, p.107-119, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00160-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00160-5).
- ROSSETTI, K. V.; CENTURION, J. F. Estoque de carbono e atributos físicos de um Latossolo em cronosequência sob diferentes manejos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.19, n.3, p.252-258, 2015. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v19n3p252-258>.
- ROSSI, C. O.; PEREIRA, M. G.; GLÁCOMO, S. G.; POLIDORO, J. C. Frações orgânicas e índice de manejo de carbono do solo em Latossolo Vermelho sob plantio de soja no

- cerrado goiano. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.7, n.2, p.233-241, 2012. <https://doi.org/10.5039/agraria.v7i2a1387>.
- SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z.; SANTOS, J. B. Long-term tillage systems impact on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil & Tillage Research**, v.136, p.38–50, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.09.010>.
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRICIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.46, n.10, p.1349-1356, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2011001000031>.
- SANT'ANNA, G. S. L.; FRANZAN, B. C.; BIASI, D.; SANTOS, C. M.; SILVA, M. S. R. A.; SCHULTZ, N.; ZONTA, E.; COELHO, I. S. Short-term effect of no-tillage management on the chemical attributes and bacterial diversity in soils in an organic production system. **Soil Security**, v.16, p.100143, 2024.
- SANTOS, G. A. A.; MOITINHO, M. R.; SILVA, B. O.; XAVIER, C. V.; TEIXEIRA, D. B.; CORÁ, J. E.; SCALA JÚNIOR, N. Effects of long-term no-tillage systems with different succession cropping strategies on the variation of soil CO₂ emission. **Science of the Total Environment**, v. 686, n. 413–424, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.398>.
- SANTOS, R. S.; WIESMEIER, M.; OLIVEIRA, D. M. S.; LOCATELLI, J. L.; BARRETO, M. S. C.; DEMATTÊ, J. A. M.; CERRI, C. E. P. Conversion of Brazilian savannah to agricultural land affects quantity and quality of labile soil organic matter. **Geoderma**, v.406, p.115509, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2021.115509>.
- SANTOS, S. C.; BRITO, H. C.; RUFINO, I. A. A.; MAIA, S. M. F. Changes in Soil Organic Carbon Stocks Due to Land Use Changes in the Extended São Francisco River Basin. **Sociedade & Natureza**, v.36, p.e69655, 2024. <https://doi.org/10.14393/SN-v36-2024-69655>.
- SEBEN JUNIOR, G. F.; CORÁ, J. E.; LAL, R. Effect of cropping systems in no-till farming on the quality of a Brazilian Oxisol. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.38, p.1268-1280, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832014000400023>.
- SEGNINI, A.; CARVALHO, J. L. N.; BOLONHEZI, D.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L.; SIMÕES, M. L.; CANTARELLA, H.; MARIA, I. C.; MARTIN-NETO, L. Carbon stock and humification index of organic matter affected by sugarcane straw and soil

- management. **Scientia Agricola**, v.70, p.321-326, 2013. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162013000500006>.
- SOUZA JÚNIOR, C. M.; AZEVEDO, T. **MapBiomass General “Handbook”: Algorithm: Theoretical Basis Document (ATBD_R) - Version 2.0.** 2017. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.31958.88644>.
- SOUZA JÚNIOR, C. M.; SHIMBO, J. Z.; ROSA, M. R.; PARENTE, L. L.; ALENCAR, A. A.; RUDORFF, B. F. T.; HASENACK, H.; MATSUMOTO, M.; FERREIRA, L. G.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; OLIVEIRA, S. W.; ROCHA, W. F.; FONSECA, A. V.; CAMILA B. MARQUES, C. B.; DINIZ, C. G.; COSTA, D.; MONTEIRO, D.; ROSA, E. R.; VÉLEZ-MARTIN, E.; WEBER, E. J.; LENTI, F. E. B.; PATERNOST, F. F.; PAREYN, F. G. C.; SIQUEIRA, J. V.; VIERA, J. L.; FERREIRA NETO, L. C.; SARAIVA, M. M.; SALES, M. H.; SALGADO, M. P. G.; VASCONCELOS, R.; GALANO, S.; MESQUITA, V. V.; AZEVEDO, T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v.12, n.2735, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.
- SOUZA, E. D.; CARNEIRO, M. A. C.; PAULINO, H. B.; ROBEIRO, D. O.; BAYER, C.; ROTTA, L. A. Matéria orgânica e agregação do solo após conversão de “campos de murundus” em sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.51, n.9, p.1194-1202, 2016. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900019>,
- TAO, Y.; CAI-XIA, Z.; CHANG-RONG, Y.; ZHANG-LIU, D.; WEN-QING, H. Inter-annual changes in the aggregate-size distribution and associated carbon of soil and their effects on the straw-derived carbon incorporation under long-term no-tillage. **Journal of Integrative Agriculture**, v.17, n.11, p.2546–2557, 2018. [https://doi.org/10.1016/S2095-3119\(18\)61925-2](https://doi.org/10.1016/S2095-3119(18)61925-2).
- VOGADO, R. F.; SOUZA, H. A.; SAGRILO, E.; BRITO, L. C. R.; MATIAS, S. S. R.; TEIXEIRA NETO, M. L.; OLIVEIRA JUNIOR, J. O. L.; ANDRADE, H. A. F.; LEITE, L. F. C. Soil organic carbon stocks and fractions under integrated systems and pasture in the Cerrado of Northeast Brazil. **Catena**, v.243, p.108196, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108196>.
- WANG, G.; LI, Y.; FAN, L.; MA, X.; MAO, J. The response of soil organic carbon content of grasslands in Northern Xinjiang to future climate change. **Physics and Chemistry of the Earth**, v.134, p.103576, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2024.103576>.

WMO - World Meteorological Organization. **State of the Global Climate 2021**. n.1290, 2022.

Disponível em: <https://library.wmo.int/doc_num.php?explnum_id=11178>. Acesso em: 08 jul. 2024.

WRI - World Resources Institute. 2024. <https://www.wri.org/insights/history-carbon-dioxide-emissions>. Acesso em: 08 jul. 2024.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os resultados evidenciam que a conversão da vegetação nativa para sistemas agropecuários na zona de transição Amazônia-Cerrado, no estado do Maranhão, apresenta impactos significativos tanto nos estoques de COS quanto na biodiversidade local, considerando os dados do desmatamento da vegetação nativa para a conversão de pastagem no Maranhão chegam em perdas de 1 milhão em áreas no intervalo de cinco anos entre 1987 a 2022. A alta taxa de desmatamento no estado do Maranhão, evidencia a urgência de implementar práticas de manejo sustentável que possam equilibrar a produção agropecuária e a conservação ambiental.

Os dados apontam que a transformação desses ecossistemas resulta em perdas consideráveis de carbono, por exemplo, com reduções médias de até 8 e 11% nos estoques de C nas áreas de plantio direto e pastagem degradadas, respectivamente, em comparação com a vegetação nativa. Esse cenário, é alarmante, sendo que a preservação dos estoques de COS é fundamental para mitigar as mudanças climáticas e suas consequências adversas. As taxas de mudanças nos estoques de COS apresentaram redução na conversão de vegetação nativa para plantio direto, com perdas entre 0,06 a 0,14 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ na transição Amazônia-Cerrado. Enquanto que, as pastagens em boas condições as taxas de mudanças apontaram ganhos de 0,17 a 0,22 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹, por outro lado, as pastagens degradadas obtiveram variação negativa.

A adoção de sistemas agrícolas conservacionistas, como o plantio direto a partir de áreas anteriormente cultivadas por sistemas de plantio convencional e pastagens em boas condições, podem ser alternativas viáveis para reduzir as emissões de gases de efeito estufa pelo setor agropecuário e promover a recuperação dos estoques de COS a longo prazo na transição Amazônia-Cerrado.

Por fim, é imprescindível que as práticas agrícolas desenvolvidas no estado do Maranhão, sejam orientadas por dados científicos que considerem a importância da biodiversidade e dos estoques de carbono. Uma vez que, o desenvolvimento sustentável da agropecuária no Maranhão depende de uma abordagem integrada que promova a conservação dos ecossistemas nativos, garantindo assim a manutenção da funcionalidade ambiental e a resiliência frente às mudanças climáticas.