

UFRRJ

**INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGRONOMIA CIÊNCIA DO SOLO**

TESE

**Dinâmica de Carbono e Nitrogênio em Solo Sob
Cultivo de Capim Marandu (*Urochloa brizantha* cv.
Marandu) em Monocultura e Consorciado com
Leguminosa Forrageira**

Wesley dos Santos Souza

2023



**UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE AGRONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA –
CIÊNCIA DO SOLO**

**DINÂMICA DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLO SOB CULTIVO
DE CAPIM MARANDU (*UROCHLOA BRIZANTHA* CV. MARANDU) EM
MONOCULTURA E CONSORCIADO COM LEGUMINOSA
FORRAGEIRA**

WESLEY DOS SANTOS SOUZA

Sob a Orientação do Professor
Segundo Sacramento Urquiaga Caballero

e Coorientação do Professor
Robert Michael Boddey

Tese submetida como requisito parcial
para obtenção do grau de **Doutor**, no
Programa de Pós-Graduação em
Agronomia - Ciência do Solo, Área de
Concentração em Fertilidade do Solo e
Nutrição de Plantas.

Seropédica, RJ
Maio de 2023

Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Biblioteca Central/Seção de Processamento Técnico

Ficha catalográfica elaborada
Com os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

S719d	<p>Souza, Wesley dos Santos, 1995- Dinâmica de carbono e nitrogênio em solo sob cultivo de capim marandu (<i>Urochloa brizantha</i> cv. Marandu) em monocultura e consorciado com leguminosa forrageira/ Wesley dos Santos Souza. - Seropédica, 2023. 74 f. : il.</p> <p>Orientador: Segundo Sacramento Urquiaga Caballero. Tese (Doutorado). -- Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo, 2023.</p> <p>1. <i>Arachis pintoi</i>. 2. <i>Desmodium ovalifolium</i>. 3. Estoque de carbono. 4. MOS. I. Caballero, Segundo Sacramento Urquiaga, 1950-, orient. II. Boddey, Robert Micahel, 1948-, coorient. III. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Programa de Pós-Graduação em Agronomia-Ciência do Solo. IV. Título.</p>
-------	---

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

É permitida a cópia parcial ou total desta Tese, desde que seja citada a fonte.



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA (CIÊNCIAS DO SOLO)



HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO Nº 11 / 2023 - CPGACS (12.28.01.00.00.00.27)

Nº do Protocolo: 23083.034572/2023-10

Seropédica-RJ, 30 de maio de 2023.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO

INSTITUTO DE AGRONOMIA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA - CIÊNCIA DO SOLO

WESLEY DOS SANTOS SOUZA

Tese submetida como requisito parcial para obtenção do grau de **Doutor**, no Programa de Pós-Graduação em Agronomia - Ciência do Solo, Área de Concentração em Fertilidade do Solo e Nutrição de Plantas.

TESE APROVADA EM 26/05/2023.

Segundo Sacramento Urquiaga Caballero. Dr. EMBRAPA

(Orientador)

Marcos Gervasio Pereira. Dr. UFRRJ

Érika Flávia Machado Pinheiro. Dra. UFRRJ

Caio de Teves Inácio. Dr. EMBRAPA

Cláudia Pozzi Jantalia. Dra. EMBRAPA

(Assinado digitalmente em 30/05/2023 13:57)

ERIKA FLAVIA MACHADO PINHEIRO
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DAS (11.39.00.35)
Matrícula: 1740899

(Assinado digitalmente em 31/05/2023 08:29)

MARCOS GERVASIO PEREIRA
PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR
DeptS (12.28.01.00.00.00.33)
Matrícula: 1060711

(Assinado digitalmente em 30/05/2023 10:50)

CAIO DE TEVES INÁCIO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 028.933.757-74

(Assinado digitalmente em 30/05/2023 09:55)

CLAUDIA POZZI JANTALIA
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 139.630.858-00

(Assinado digitalmente em 01/06/2023 11:32)

SEGUNDO SACRAMENTO URQUIAGA CABALLERO
ASSINANTE EXTERNO
CPF: 058.898.198-28

Visualize o documento original em <https://sipac.ufrj.br/public/documentos/index.jsp> informando seu número: **11**, ano: **2023**, tipo: **HOMOLOGAÇÃO DE TESE DE DOUTORADO**, data de emissão: **30/05/2023** e o código de verificação: **d670c6e5e0**

DEDICATÓRIA

*Aos meus pais Eurico Tolentino de Souza e Maria Aparecida dos Santos!
Dedico.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ter guiado meus caminhos até aqui. Iluminando e fornecendo força para superar todos os desafios e dificuldades nesse longo percurso.

A UFRRJ e Embrapa Agrobiologia e todo quadro de funcionários por todo suporte estrutural e pessoal, para condução do trabalho de tese, obtenção de conhecimento e conclusão do curso.

Ao meu orientador Dr. Segundo Urquiaga e Coorientador Dr. Robert Boddey, por todo apoio na pesquisa, ensinamentos repassados e disponibilidade, pois sempre que necessário estavam disponíveis a esclarecer as dúvidas, questionamentos e outras demandas do projeto e do curso.

Aos meus pais Eurico Tolentino de Souza e Maria Aparecida dos Santos, por todo incentivo, apoio e sacrifícios que fizeram desde a minha infância, até os dias de hoje, que contribuiu para que eu conseguisse chegar até aqui. São a razão de eu continuar sempre em busca do melhor mesmo que para isso precise estar longe deles.

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES), pela concessão da bolsa. E demais órgãos de fomentos (CNPq, FAPERJ, FONTAGRO, PROCISUR e FUNARBE) que contribuíram financeiramente para que o trabalho pudesse ser executado.

Ao Departamento de Solos, Programa de Pós-Graduação em Agronomia – Ciência do Solo, e todo quadro de professores e funcionários, que contribuíram para minha formação e para o presente trabalho, seja pelos conhecimentos repassados ou assistência em atividades necessárias.

A Estação de Pesquisa Pecuária do Extremo Sul da Bahia (ESSUL), CEPLAC – Itabela e Universidade Federal de Lavras – MG e seu quadro de funcionários, pela estrutura e suporte pessoal para condução dos experimentos.

Cláudia Rezende, Daniel Casagrande e Robert Macedo pelo apoio e coordenação das áreas experimentais onde foram desenvolvidos os experimentos.

Aos membros da banca Marcos Gervasio Pereira, Érika Pinheiro, Caio Teves e Cláudia Jantália por aceitar o convite e disponibilizar o tempo para contribuir com o presente trabalho.

Aos técnicos e analistas da Embrapa Agrobiologia, funcionários da CEPLAC e UFLA e demais quadro de pessoas que ajudaram nas coletas das amostras de solo, condução das áreas experimentais e análise de amostras.

Aos colegas e amigos do grupo de ciclagem Stallone Soares, Bruno Grossi, João Borré e Israel Ramalho pela ajuda em algumas etapas de condução dos experimentos.

Aos amigos Marco Aurélio, Tancio Gutier, Patricia Carvalho, Jasmine Sena, Jenilton Gomes, Stéfanny Aparecida, Amanda Sales, Paula Fernanda, André Nogueira, Nivaldo Satiro e demais pessoas que foram importantes nesse processo, contribuindo direta ou indiretamente para conclusão do curso.

Aos familiares, amigos e colegas pela torcida, incentivos e apoio durante os anos do doutorado.

RESUMO GERAL

SOUZA, Wesley dos Santos. **Dinâmica de carbono e nitrogênio em solo sob cultivo de capim Marandu (*Urochloa Brizantha* cv. Marandu) em monocultura e consorciado com leguminosa forrageira.** 2023. 74f. Tese (Doutorado em Agronomia, Ciência do Solo). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

Devido ao atual cenário do aquecimento global que vem provocando as mudanças climáticas, tem-se a necessidade de adoção de estratégias para mitigação das emissões dos gases causadores do efeito estufa (GEEs). Entre, as diversas áreas de ação para mitigação da emissão desses gases, está a agropecuária, responsável por boa parte das emissões de GEEs do Brasil, sendo necessária a implantação de sistemas com potencial de sequestro de carbono via solo, conforme recomenda o Plano de Agricultura de Baixo Carbono. Diante desse cenário este estudo teve como objetivos: 1- Avaliar se o uso de um sistema com pastagem consorciada com leguminosa forrageira é tão eficiente no acúmulo de carbono no solo quanto um sistema em monocultura adubado com fertilizante nitrogenado. 2- Estudar o impacto no acúmulo do carbono e nitrogênio no solo pela implantação, no mesmo ano, de sistemas com pastagens com e sem adubação com fertilizante nitrogenado ou consorciadas com leguminosa forrageira em duas regiões sob condições edafoclimáticas diferentes. Para atingir tais objetivos foram conduzidos três experimentos, a saber: 1- sistemas com pastagem produtiva de *Urochloa brizantha* cv. Marandu com pastagem consorciada de amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*)-capim Marandu introduzida 8 anos após pastagem de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) fertilizada com N; 2- estudo instalado em duas áreas experimentais com diferentes condições edafoclimáticas, sendo implantados sistemas com pasto de capim Marandu com e sem fertilização nitrogenada e consorciado com leguminosa forrageira (*Arachis pintoi* e *Desmodium ovalifolium*), além de avaliar também sistemas consorciados e em monocultura mais antigos já implantados e tendo como referência a área de vegetação nativa do entorno. Em todos os sistemas foram coletadas amostras de terra para análise da densidade do solo, teores de carbono e nitrogênio total e abundância isotópica de ^{13}C . Como resultados observados, os sistemas com pastagens consorciada com leguminosa forrageira (*Arachis pintoi* e *Desmodium ovalifolium*) são recomendados, por acumular carbono no solo em taxas similares ou até maiores que os sistemas de pastagens em monocultura fertilizados com nitrogênio sintético. Os sistemas com pastagens bem manejadas, em monocultura ou consorciadas, apresentam maiores quantidades de sequestros de carbono nos anos iniciais após a implantação e reduzem com o avançar dos anos até atingir um equilíbrio. O que interfere no uso do valor de sequestro de curto prazo para projetar o potencial de mitigação de GEE dos sistemas de longo prazo. O sistema implantado para fins de crédito de carbono e projetos de mitigação de GEE, visando o armazenamento e sequestro de carbono no solo, respondem de forma diferenciada quando implantados em regiões com condições edafoclimáticas e/ou históricos de manejos anteriores a implantação diferentes.

Palavras-chave: *Arachis pintoi*. *Desmodium ovalifolium*. Estoque de carbono. MOS.

GENERAL ABSTRACT

SOUZA, Wesley dos Santos. **Carbon and nitrogen dynamics in soil under Marandu grass pasture (*Urochloa brizantha* cv. Marandu) in monoculture and mixed with forage legume.** 2023. 74p. Thesis (Doctor in Agronomy, Soil Science). Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, RJ, 2023.

Due to the current scenario of climate change that has been causing global warming, there is a need to adopt strategies to mitigate greenhouse gas (GHG) emissions. Among the various areas of action to mitigate greenhouse gases emissions, the agriculture is responsible for a large part of emissions in Brazil. There is a need to implement systems with potential for soil carbon sequestration. Therefore, this study aimed to: 1- Assess whether the use of a system with pasture mixed with forage legumes will be efficient in the carbon sequestration as a monoculture system fertilized with nitrogen. 2- To study the impact on the carbon and nitrogen accumulation in the soil after the system implantation in the same year, evaluating pastures with and without fertilized with nitrogen or mixed with forage legumes in two regions under different edaphoclimatic conditions. To achieve these objectives, three experiments were performed, where 1- systems with productive pasture of *Urochloa brizantha* cv. Marandu with mixed pasture of forage peanut (*Arachis pintoi*)-Marandu grass 8 after pasture of elephant grass (*Pennisetum purpureum*) fertilized with N, 2- study installed in two areas located in regions with different edaphoclimatic experimental conditions, where they were solved systems with Marandu grass pasture with and without nitrogen fertilization and intercropped with forage leguminous, in addition to also evaluating older existing systems and the area of native vegetation in the surroundings. In all systems, soil samples were collected for analysis of soil density, carbon, and nitrogen concentration and ^{13}C isotopic abundance. As results found with these studies, for the implementation of systems that favor carbon sequestration in the soil, systems with pastures intercropped with forage legumes (*Arachis pintoi* and *Desmodium ovalifolium*) are recommended, as they accumulate carbon at similar or even higher rates than yeast-fertilized monoculture pasture systems. Systems with well-managed pastures, in monoculture or intercropping, had high rates of carbon sequestration in the initial years after implementation and reduce with advancing years of improvement until reaching a balance. This interferes with the use of the short-term sequestration rate to project the GHG mitigation potential of long-term systems. The improved system for carbon credit purposes and GHG mitigation projects, aimed at storing and sequestering carbon in the soil, respond differently when updated in rules with edaphoclimatic conditions and/or history of management prior to different implementation.

Key words: *Arachis pintoi*. *Desmodium ovalifolium*. Carbon sequestration. SOM.

LISTA DE ABREVIACÕES E SÍMBOLOS

C	Carbono;
N	Nitrogênio;
COST	Carbono Orgânico Total;
MOS	Matéria Orgânica do Solo;
FBN	Fixação Biológica de Nitrogênio;
CO ₂	Dióxido de Carbono;
N ₂ O	Oxido Nitroso;
CH ₄	Gás Metano;
CO _{2eq}	Equivalente de Dióxido de Carbono;
¹³ C	Isótopo de Carbono;
δ ¹³ C	Variação da razão ¹³ C/ ¹² C em ‰;
GEE	Gás de Efeito Estufa;
MOP	Matéria Orgânica Particulada;
MAOM	Matéria Orgânica Associada a Minerais;
MS	Massa Seca.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Concentração de carbono (C) e nitrogênio (N) em três intervalos de profundidade (0-10, 10-20, 20-30 cm) de um Argissolo em uma área desmatada de mata secundária em 1995 com capim Marandu adubado com 160 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ até 2003 (Marandu + N) seguido do mesmo capim adubado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ até 2019 (A e C) ou com capim elefante adubado com 160 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ até 2003 (Elefante + N) seguido de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim Marandu (Marandu + Leg) sem adição de fertilizantes nitrogenados (B e D). As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher P =0,05). 22
- Figura 2.** ¹³C abundância natural de carbono do solo em três intervalos de profundidade (0-10, 10-20, 20-30 cm) de um Argissolo em uma área desmatada de floresta secundária em 1995 com (A) capim Marandu adubado com 160 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ até 2003 seguido do mesmo capim adubado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ até 2019 ou com (B) capim-elefante adubado com 160 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ até 2003 seguido de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim Marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher P=0,05). 24
- Figura 3.** Estoques (kg C m⁻²) de carbono derivados da vegetação C₃ e C₄ antes do plantio (1995) das pastagens e (A) após 8 anos de capim-maranda ou capim-elefante adubado com 160 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, ou (B) 24 anos de capim-marandu adubado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ ou oito anos de pastagem de capim-elefante adubado com N, seguidos de 16 anos de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim-marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam o erro padrão das médias. 25
- Figura 4.** Concentração de carbono (A) e nitrogênio (B) no solo em intervalos de oito profundidades a 100 cm no solo após 24 anos de monocultivo de Marandu N-adubado ou uma sequência de 8 anos de N-adubado capim-elefante seguido por 16 anos de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim-marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher P=0,05). 26
- Figura 5.** Abundância isotópica de ¹³C no solo em intervalos de oito profundidades a 100 cm no solo após 24 anos de monocultivo de Marandu N-adubado ou uma sequência de 8 anos de N-adubado capim-elefante seguido por 16 anos de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim-marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher P=0,05). 26
- Figura 6.** Mapa de distribuição dos biomas presentes no Brasil, localização e visão aérea das áreas experimentais implantadas em 2015. 36
- Figura 7.** Precipitação total e temperatura média mensais entre os anos de 2015 e 2022 em Lavras-MG e Itabela-BA. Fonte: INMET (2023). 38
- Figura 8.** Concentrações de carbono orgânico (A) e nitrogênio (B) do solo em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira. 44
- Figura 9.** Estoque de carbono e nitrogênio no solo (0-40 cm) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira. *Médias seguidas de mesma letra minúscula, para dados de estoque de carbono ou nitrogênio, não diferem estatisticamente

entre si (Tukey 0.05). Tratamento LM não incluso na estatística por ser apenas um valor referência.	45
Figura 10. Variação do estoque de carbono (A) e Nitrogênio (B) do solo das áreas de pastagem em relação ao solo antes da implantação dos sistemas.	46
Figura 11. Abundância isotópica ^{13}C (A) do solo e contribuição de C-C ₃ e C-C ₄ (B) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira.	46
Figura 12. Concentrações de carbono orgânico (A) e nitrogênio (B) do solo em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira.	47
Figura 13. Estoque de Carbono e nitrogênio no solo (0-40cm) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira. *Médias seguidas de mesma letra minúscula, para dados de estoque de carbono ou nitrogênio, não diferem estatisticamente entre si (Tukey 0.05).	48
Figura 14. Abundância isotópica ^{13}C (A) do solo e contribuição de C-C ₃ e C-C ₄ (B) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira.	49
Figura 15. Variação do estoque de carbono (A) e Nitrogênio (B) do solo das áreas de pastagem em relação ao solo da vegetação nativa correspondente em dois sítios com condições edafoclimáticas diferentes.	49
Figura 16. Estoque de Carbono do solo, ao longo dos anos, sob a vegetação nativa e experimento com pastagem em monocultura fertilizada com N e consorciada com leguminosa. *As barras de erro indicam erros padrão das médias. Linha Preta – Evolução do carbono no sistema consorciado com <i>Desmodium</i> caso o ganho de estoque de carbono ocorresse de forma linear; Linha Vermelha – Evolução do carbono no sistema consorciado com Amendoim forrageiro caso o ganho de estoque de carbono ocorresse de forma linear e Linha Verde – Comportamento existente na evolução do carbono no solo no sistema com Amendoim forrageiro, com queda inicial, ganho elevado nos primeiros anos e posterior chegada a um nível de equilíbrio.	74

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1.** Estoques de carbono e nitrogênio do solo (Mg ha^{-1}) a uma profundidade equivalente a 30 cm sob a vegetação nativa (VN) após 8 e 16 anos de capim Marandu contínuo em monocultivo com adubação nitrogenada (A) ou 8 anos de capim elefante (*Pennisetum purpureum*) em monocultivo seguido de 16 anos de pastagem consorciada de amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) e capim Marandu (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) (B)...23
- Tabela 2.** Caracterização química e textura do solo das áreas experimentais de Lavras-MG.37
- Tabela 3.** Caracterização química e textura do solo das áreas experimentais de Itabela-BA..37
- Tabela 4.** Dados referentes ao solo (0-40 cm) antes da implantação dos sistemas com pastagem em 2014.38
- Tabela 5.** Descrição e características das áreas e sistemas de manejo avaliados.40

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	2
2.1 Sistemas Agrícolas Utilizando Pastagens	2
2.2 Mudanças Climáticas e os Sistemas Agropécuarios.....	2
2.3 Potencial de Sequestro e Acúmulo de Carbono no Solo	4
2.4 Os Mecanismos para Estabilização de Carbono no Solo.....	6
2.5 Estoque de Carbono no Solo em Áreas de Pastagem	8
2.6 Uso de Isótopos Estáveis como um Rastreador de Mudança de Vegetação.....	10
3. CAPÍTULO I A FIXAÇÃO DE N ₂ POR LEGUMINOSA FORRAGEIRA PODE AUMENTAR MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO AO MESMO NÍVEL QUE SISTEMA COM FERTILIZANTE NITROGENADO EM BIOMA DE FLORESTA TROPICAL?.....	12
3.1 RESUMO.....	13
3.2 ABSTRACT.....	14
3.3 INTRODUÇÃO	15
3.4 MATERIAL E MÉTODOS	17
3.4.1 Localização, clima e solo	17
3.4.2. Estabelecimento e manejo das pastagens.....	17
3.4.3 Amostragem de solo.....	18
3.4.4 Cálculos.....	19
3.4.5 Análise estatística.....	19
3.5 RESULTADOS	21
3.5.1 Performasse animal	21
3.5.2 Carbono e nitrogênio do solo	21
3.6 DISCUSSÃO	27
3.6.1 Acúmulo de C no solo sob as monoculturas de gramíneas.....	27
3.6.2 Impacto do amendoim forrageiro no acúmulo de C no solo.....	28
3.7 CONCLUSÕES	30
4. CAPÍTULO II O SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO EM PASTAGENS FERTILIZADAS OU CONSORCIADAS COM LEGUMINOSA FORRAGEIRA É AFETADO PELAS CONDIÇÕES EDAFOCLIMÁTICAS LOCAIS	31
4.1 RESUMO.....	32
4.2 ABSTRACT.....	33
4.3 INTRODUÇÃO	34
4.4 MATERIAL E MÉTODOS	36
4.4.1 Localização e caracterização das áreas experimentais.....	36
4.4.2 Estabelecimento dos tratamentos	38
4.4.3 Amostragem do solo e preparo das amostras	41

4.4.4	Determinação da densidade do solo.....	41
4.4.5	Quantificação do estoque de carbono, nitrogênio e abundância de ¹³ C.....	42
4.4.6	Análises estatísticas.....	43
4.5	RESULTADOS	44
4.5.1	Lavras-MG	44
4.5.2	Itabela-BA	46
4.5.3	Lavras-MG vs Itabela-BA.....	49
4.6	DISCUSSÃO	50
4.6.1	Potencial de acúmulo de C e N no solo sob condições de textura diferente.....	50
4.6.2	Influência do manejo no estoque de carbono do solo e preservação do carbono originário da vegetação nativa	50
4.6.3	Fatores que afetam a velocidade de resposta do sistema	51
4.6.4	Sequestro de carbono entre os sistemas de manejo com pastagem.....	53
4.7	CONCLUSÕES	55
5.	CONCLUSÕES GERAIS	56
6.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	57
7.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
8.	APÊNDICE	74

1. INTRODUÇÃO GERAL

Atualmente, o cenário do aquecimento global e seus efeitos no nosso planeta têm sido bastante debatidos. O Brasil por ser um país com vastas áreas agrícolas e pecuárias destinadas, principalmente, a produção de grãos e carne está incluso nesse debate, devido às emissões de gases causadores de efeito estufa (CO_2 , CH_4 e N_2O) existente nesses sistemas. Portanto, é necessária a redução das emissões de gases de efeito estufa (GEEs) advindos dessas áreas, com a adoção de práticas mitigadoras.

Para mitigação desses efeitos, um importante aliado seria o aumento nos estoques de carbono (C) no solo. Entre os reservatórios de carbono do planeta, o solo é um dos principais, com grande capacidade de armazenamento de carbono. Então, os aumentos nas concentrações de carbono no solo favorecem a mitigação das emissões de CO_2 . O aumento no estoque de C no solo pode ocorrer dependendo do manejo do solo realizado pelo produtor rural. O manejo adotado também pode favorecer a redução dos teores de C que estavam estabilizados no solo e provocar maior emissão de gases.

Por grande parte da área agricultável no Brasil constituir-se de pastagens, para produção de carne, a adoção de sistema de manejo, em pastagens, que favoreçam o aumento do estoque de carbono e/ou redução das emissões de gases de efeito estufa, teriam importante contribuição para a redução da elevação do aquecimento global. Muitas das áreas de pastagens no Brasil são mal manejadas, sendo pouco produtivas e até mesmo apresentam algum nível de degradação. Com isso, práticas como a fertilização dessas pastagens, principalmente fertilização nitrogenada, e controle da taxa de lotação animal, podem reverter esse cenário favorecendo o aumento da produtividade da pastagem e conseqüentemente elevar o estoque de carbono no solo. No entanto, a aplicação de fertilizantes nitrogenados, também provocam emissões de GEEs, tanto após sua aplicação quanto para a sua produção e transporte. Então, se faz necessário encontrar alternativas a adubação com nitrogênio sintético que consigam elevar o estoque de C no solo e manter a produtividade das culturas.

Devido a capacidade de fixar o N_2 atmosférico existente nas leguminosas forrageiras o uso do sistema consorciado da pastagem com leguminosas forrageiras pode ser uma alternativa ao uso de fertilizante nitrogenado sintético.

Diante do exposto o presente estudo foi dividido em dois capítulos, a saber:

Capítulo I - A fixação de N_2 por leguminosa forrageira pode aumentar matéria orgânica no solo ao mesmo nível que sistema com fertilizante nitrogenado em bioma de floresta tropical? Teve como hipótese que uma pastagem consorciada de *U. brizantha* cv. Marandu-leguminosa é capaz de acumular o mesmo estoque de carbono do solo, ou mais, em comparação com um sistema em monocultura de capim Marandu adubado com $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Para testar essa hipótese o objetivo desse capítulo foi avaliar se o uso de um sistema com pastagem consorciada com leguminosa forrageira é tão eficiente no sequestro de carbono quanto um sistema em monocultura adubada com fertilizante nitrogenado.

Capítulo II - O sequestro de carbono no solo em pastagens fertilizadas ou consorciadas com leguminosa forrageira é afetado pelas condições edafoclimáticas locais. Teve como hipótese a existência de diferença de resposta no estoque de carbono entre os mesmos sistemas com pastagens, que foram implantados em regiões com condições edafoclimáticas e manejo anterior diferentes. Diante disso, o capítulo II teve como objetivo estudar o impacto sob os estoques do carbono e nitrogênio no solo devido a implantação, no mesmo ano, de sistemas com pastagens com e sem adubação nitrogenada ou consorciadas com leguminosa forrageira em duas regiões sob condições edafoclimáticas distintas.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Sistemas Agrícolas Utilizando Pastagens

A pastagem é uma das vegetações mais disseminadas globalmente, cobrindo aproximadamente 25% da área terrestre do planeta e contribuindo para segurança alimentar por meio da produção de carne e leite, advindo da criação de animais nessas áreas (LIU et al., 2019). Bastante difundida no Brasil, com pouco mais de 50% das propriedades agropecuárias destinadas a criação de bovinos, que tem a pastagem como base alimentar (IBGE, 2017).

De acordo com o Censo Agropecuário de 2017, os estabelecimentos agropecuários no Brasil possuem uma área total de 350 milhões de hectares ocupados com pastagens, lavoura, mata/florestas e outros, cerca de 45% dessas terras são ocupadas por pastagens, o que representa aproximadamente 158 milhões de hectares (Mha) (IBGE, 2017). Entre as espécies de gramíneas forrageiras plantadas no país, as pastagens do gênero *Brachiaria* (Syn. *Urochloa spp.*) predominam, cuja estimativa é de ocupar aproximadamente 90 Mha e quase metade dessa área é ocupada com *Brachiaria brizantha* cv. Marandu (JANK et al., 2014).

Entretanto, o manejo inadequado das pastagens, existe em diversas propriedades, com isso, cerca de 50% das áreas de pastagem encontram-se degradadas. Aliado a esse fato, o manejo inadequado, também provoca alterações nas características e qualidade do solo necessitando, assim da adoção de práticas de manejo sustentáveis para melhoria da qualidade do solo (TERRA et al., 2019). O manejo do solo e a intensidade de pastejo adequada nessas áreas são aspectos cruciais para o equilíbrio entre a produção de carne, diversidade de espécies de plantas, conservação do solo e o estoque de carbono (WINCK; RIGOTTI; SÁ, 2019). Afetando também a lucratividade do sistema, pois a ocorrência da degradação das pastagens provoca prejuízos econômicos (NESPER et al., 2015).

A degradação provocada principalmente pelo manejo inadequado tem como as principais causas a falta de reposição de nutrientes ao solo para manutenção da cultura, o pastoreio excessivo provocado pela taxa de lotação animal acima da capacidade de suporte da pastagem e problemas bióticos como o ataque de pragas (BODDEY et al., 2004; BEZERRA et al., 2019). Essas áreas apresentam como características principais, pouca cobertura vegetal, invasão de espécies nativas não palatáveis para os animais e existência de povoamento de cupins, devido à baixa população de plantas com baixa produção de biomassa, no qual expõe a superfície do solo devido a falta de cobertura vegetal (BODDEY et al., 2004).

Portanto, a degradação das áreas com pastagens ocasiona a diminuição da produtividade da cultura, devido à deterioração biológica, química e física do solo, podendo ocasionar, a redução do estoque de carbono e aumento da emissão de CO₂ para atmosfera (ROSA; SANO; ROSENDO, 2014; BALDOTTO; BALDOTTO, 2018).

2.2 Mudanças Climáticas e os Sistemas Agropécuarios

No Brasil, a participação nas emissões líquidas de CO₂eq por setor para o ano de 2020 ficaram distribuídas sendo a agropecuária responsável por um quarto das emissões de gases do efeito estufa (27%), os outros 73% ficaram distribuídos entre a mudança de uso da terra e floresta (46%), energia (18%), processos industriais (5%) e tratamento de resíduos (4%) (SEEG, 2020). O maior contribuinte das emissões de carbono tem sido a mudança no uso da terra e a conversão de florestas em terras agrícolas, promovendo significativa perda de carbono da biosfera para a atmosfera (KÄMPF et al., 2016).

Um dos motivos que levam a emissão de gases de efeito estufa na agropecuária são as práticas intensivas e contínuas de lavoura aliadas ao manejo inadequado dos sistemas, que tem causado perdas de carbono (C) e de nitrogênio (N) do solo para atmosfera na forma de gases de

efeito estufa (BLANCO-CANQUI; LAL, 2008). Os principais gases emitidos estão nas formas de dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e o óxido nitroso (N₂O) (CHA-UN et al., 2017).

Em medições sistemáticas do CO₂ atmosférico nas encostas do vulcão inativo Mauna Loa, Havaí (MLO) em 1958, a concentração de CO₂ era de ~ 315 ppm no ar seco. Em 2018, a média anual de CO₂ no MLO atingiu 408,5 ± 0,1 ppm, enquanto a média global de CO₂ na superfície da Terra foi de 407,4 ± 0,1 ppm, ou seja, um aumento de aproximadamente 30% nas concentrações de CO₂ na atmosfera em 60 anos (BLUNDEN; ARNDT, 2019). Esse constante aumento da concentração de gases de efeito estufa na atmosfera, principalmente na forma de CO₂, tem alçado discussões sobre estratégias que poderiam reduzir a liberação desses gases, visando minimizar o seu impacto no meio ambiente (ROSA et al., 2014).

Portanto, o sequestro de carbono orgânico no solo tem sido considerado uma possível solução para mitigar as mudanças climáticas e absorver o CO₂ atmosférico, que pode apresentar longa duração no sistema (MINASNY et al., 2017). Essa estratégia para o sequestro do CO₂ é possível devido a capacidade das vegetações capturarem carbono em sua biomassa por meio do processo de fotossíntese existente nas plantas (HEIMANN; REICHSTEIN, 2008).

Os sistemas agropecuários têm o potencial de contribuir com a redução parcial da mudança climática, por meio da remoção de parte do dióxido de carbono (CO₂) da atmosfera (CONRAD et al., 2017), com os agroecossistemas apresentando potencial de sequestro de carbono nos solos (LAL, 2011). Entretanto, seu potencial de entrada do carbono no solo vai ser afetado pela produção de biomassa da cultura, perda de biomassa pelo uso da terra e a taxa de deposição de biomassa no solo (KÄMPF et al., 2016).

Com isso, diversas práticas de manejo do solo utilizadas na produção agropecuária, podem provocar mudanças nos estoques do carbono do solo, ocasionando um impacto no ciclo global do carbono e conseqüentemente nas mudanças climáticas, em decorrência do aumento ou redução na liberação de CO₂ provocada pelo manejo adotado (RAMESH et al., 2019). Sendo assim, a utilização de sistemas de manejo inadequados podem ocasionar a redução na quantidade de carbono estocado no solo, provocando aumento na emissão de gases de efeito estufa para a atmosfera, favorecendo assim a elevação na concentração de CO_{2eq} na atmosfera e o aquecimento global (CERRI et al., 2007).

Diante disso, a preocupação com a mudança climática global e com as medidas mitigadoras, principalmente envolvendo ciclagem e fixação de carbono, tem colocado o sistema pastoril como um dos grandes responsáveis por alterações negativas no meio ambiente. Isso se deve, principalmente, ao fato desse sistema aparecer, em geral, em substituição a ambientes naturais com vegetação nativa, havendo, com isso, grandes liberações de carbono como CO₂ (COSTA et al., 2009). Assim a produção e bovinos torna-se importante fonte das emissões desses gases de efeito estufa no setor agropecuário, por ocorrer também a emissão do gás metano pelos animais presentes no sistema e de óxido nitroso pelo uso de fertilizantes nitrogenados (BARCELLOS et al., 2008). O principal fertilizante nitrogenado usado nesses sistemas para adubação das pastagens é a ureia, que quando aplicada ao solo, é rapidamente hidrolisada transformando-se em NH₃ pela ação da enzima urease e o CO₂ é liberado. Nesse processo também ocorre a liberação de N₂O que é emitido durante o processo de nitrificação (PEOPLES et al., 2019).

Devido a capacidade de fixação biológica do nitrogênio atmosférico (N₂) existente em plantas leguminosas, em decorrência da associação simbiótica com bactérias diazotróficas. A utilização de leguminosas forrageiras em um sistema pastoril poderia ser uma estratégia para redução das emissões de gases causadores do efeito estufa. Onde, com a utilização dessas plantas no sistema ocorreria a redução da necessidade de utilização de fertilizantes nitrogenados. O que proporcionaria a redução das emissões de CO₂ fóssil existente durante a fabricação do fertilizante e das emissões de N₂O quando este é aplicado no campo (TERRA et al., 2019).

Tanto o fornecimento do nitrogênio via fertilizante, como da fixação biológica do N₂ pelas leguminosas promove aumentos na produtividade de pastagens e na quantidade dos resíduos vegetais depositados ao solo. Portanto, maiores quantidades de resíduos, advindos da parte aérea e especialmente de raízes podem proporcionar aumentos de carbono no solo. Devido a vantagem de adicionar carbono no solo sem o uso de fertilizantes nitrogenados, o sistema com a inserção de leguminosa fixadoras de N₂ está atraindo mais atenção para o desenvolvimento de áreas com pastagens em outros sistemas de produção agropecuárias (PEOPLES et al., 2019).

Entre as estratégias para aumentar o potencial de sequestrar carbono e consequentemente a reserva de carbono no solo pode se incluir também medidas agrícolas como a restauração do solo e regeneração florestal, plantio direto, culturas de cobertura e manejo de resíduos de cultura, rotação de culturas, adubação, recuperação de pastagens degradadas, pastoreio lotação rotativa e uso de sistemas agroflorestais (LAL, 2004; KÄMPF et al., 2016; RAMESH et al., 2019). Como o solo possui a capacidade de estocar carbono por meio da agricultura conservacionista, seu uso adequado, pode favorecer das mudanças climáticas globais (MACHADO, 2005).

2.3 Potencial de Sequestro e Acumulo de Carbono no Solo

Como o solo armazena de duas a três vezes mais carbono que a atmosfera, um aumento relativamente pequeno nos estoques de carbono poderiam exercer um papel significativo na mitigação de emissões de gases, com isso o conceito de "4 partes por mil para segurança alimentar e clima" foi lançado na 21^a Conferência das Partes - COP21 (conferência da ONU sobre mudanças climáticas) com o objetivo de aumentar estoques globais de matéria orgânica do solo em 4 por 1000 (ou 0,4%) por ano, como compensação pelas emissões globais de gases de efeito estufa por fontes antropogênicas (MINASNY et al., 2017).

Contudo, muitos fatores podem interferir no potencial de sequestro de carbono no solo. O potencial de armazenamento de carbono de uma determinada unidade de solo pode ser definido como o ganho máximo em estoque de carbono do solo atingível sob um determinado clima e um determinado tempo (CHENU et al., 2019). Com isso, entre os fatores que influenciam o armazenamento de C nos solos estão o clima, cobertura vegetal, textura, classe de solo, atividade da biota do solo, além de condições de manejo e dos regimes de cultivo do passado e do presente. Portanto, ao modificar o uso da terra, pode se ter como resultado o aumento ou a redução dos teores de C dependendo do manejo e uso aplicado (MINASNY et al., 2017; SANTANA et al., 2019; GODDE et al., 2020).

Os solos têm uma capacidade finita de proteger a matéria orgânica da mineralização, ou seja, uma limitação de armazenamento de carbono, denominada de capacidade de saturação de carbono. A abundância da fração de tamanho menor que 20 µm determinaria a quantidade de C que pode ser armazenado por décadas a séculos, em associação com essa fração (HASSINK et al., 1997; CHENU et al., 2019). A ligação entre o C e essas partículas são um importante mecanismo de estabilização do C do solo, e a quantidade dessas partículas são finitas, o que resulta em um limite superior de armazenamento do C estável no solo (CHEN et al., 2019).

Área sob vegetações nativas e áreas de pastagens bem manejadas, geralmente apresentam os maiores estoques de C entre as coberturas de solo e são, portanto, frequentemente usados como referência para os estoques C máximos alcançáveis (CHEN et al., 2019). Fujisaki et al. (2018) observaram que as frações menores que 20 µm estiveram mais próximas da saturação de C em solos florestais do que em áreas cultivadas, sendo que a área de cultivo apresenta um maior potencial de armazenamento de C no solo. Tal fato deve-se a maior eficiência no sequestro de C do solo que ocorre em solos mais distantes da saturação de C, sendo que a eficiência de armazenamento diminui à medida que o teor de C do solo se aproxima do nível de saturação (STEWART et al., 2007).

Os horizontes mais profundos possuem menores concentrações de C e, portanto, seu potencial de armazenamento de C, ou seja, a diferença entre os estoques presentes e potenciais seria maior do que na camada superficial (CHENU et al., 2019). O tempo de residência médio global do C é aproximadamente quatro vezes maior em profundidade (30–100 cm) comparação a camada superficial do solo (0–30 cm) (BALESDENT et al., 2017). Em estudo realizado por Chen et al. (2018) foi observado no subsolo, um maior potencial de sequestro de C do que na camada superficial do solo, indicando a necessidade de maior atenção às práticas de manejo com potencial para elevar o C em camadas mais profundas, como o uso de espécies de plantas ou cultivares com sistemas radiculares mais profundos e espessos.

Stewart et al. (2007) introduziram o conceito de “capacidade de estabilização efetiva”, onde o limite superior de armazenamento de C depende não apenas das propriedades físicas e químicas do solo, mas também dos níveis de perturbação do solo que variam dependendo do uso da terra adotado. Com isso, os sistemas não poderiam alcançar o nível de saturação de C, mas sim alcançar um nível de estabilização efetiva proporcional ao nível de entrada. Isso explicaria o porquê faixas semelhantes de adições de C, em diferentes sistemas estabelecidos no mesmo solo se aproximam de níveis de equilíbrio diferente, embora tenham o mesmo nível de saturação de C teórico (C vegetação nativa).

Os níveis de C do solo de áreas com vegetação nativa refletem o equilíbrio de entradas e perdas de C sob condições nativas, mas não representam necessariamente um limite superior nos estoques de C do solo. A evidência empírica demonstra que os níveis de C em ecossistemas agropecuários de manejo intensivo podem exceder aqueles sob condições nativas (SIX et al., 2002).

As mudanças nos estoques de C dependem do equilíbrio entre a perda de C pelas forças oxidativas da operação de preparo do solo e a quantidade e qualidade dos resíduos da colheita e orgânicos adicionados aos solos (MANDAL et al., 2006). Com isso, se as entradas de C para um solo se tornar maiores do que as saídas de C por mineralização ou erosão, seu estoque de C tende a aumentar. Supondo que as taxas de entradas e perdas de C sejam constantes ao longo do tempo, o estoque de C exibirá um valor estacionário. Portanto, se a taxa de entrada ou de perda for alterada devido a uma mudança no uso do solo, o estoque C irá evoluir fora do estado estacionário por certo período, para eventualmente atingir o novo valor de equilíbrio (CHENU et al., 2019).

Neste sentido, taxas de sequestro são mais altas durante os anos iniciais, quando as melhores práticas de gestão são aplicadas e diminuem com o passar do tempo, à medida que o solo atinge o equilíbrio. Assim, as taxas de sequestro são mais eficientes após uma restauração de terras degradadas ou um manejo radical do solo (MINASNY et al., 2017). Os horizontes de superfície são mais eficazes no sequestro de carbono após essas mudanças do uso da terra em relação a horizontes mais profundos (PARRAS - ALCÁNTARA et al., 2013).

Por outro lado, se for ao que a taxa de perda é constante ao longo do tempo, um aumento nas entradas de C resultará no acúmulo de estoque do C, então seu armazenamento no solo pode ser elevado diretamente, aumentando os retornos de C ao solo como resíduo da colheita, resíduos orgânicos, fertilização, irrigação que aumenta a produtividade da cultura, biomassa e produção de raízes (STEWART et al., 2007; CHENU et al., 2019). Alguns tipos de plantas, também, podem desempenhar um papel importante na manutenção do estoque de C, porque tanto a quantidade quanto a qualidade dos resíduos que são devolvidos ao solo variam, afetando seu tempo de residência no solo. Adicionalmente, dentro de uma sequência de cultivo, a duração e os tempos de pousio também podem afetar a quantidade de C (MANDAL et al., 2006).

Portanto, cada tipo de solo possui características particulares e diferentes capacidades de armazenamento de C, com solos com maior teor de argila e silte tendendo a ter potencial de armazenar mais C do que solos mais arenosos (SANTANA et al., 2019), pois maiores proporções de C poderiam ser protegidas da mineralização (MEYER et al., 2017). Solos de

textura arenosa apresentam taxas de mineralização mais altas e mecanismos de proteção reduzidos (MEENA et al., 2018).

2.4 Os Mecanismos para Estabilização de Carbono no Solo

O potencial de um solo em sequestrar carbono (C) é dependente de sua capacidade de estabilizar a matéria orgânica do solo (MOS), essa estabilização pode ser atribuída a alguns mecanismos de proteção, como a formação de complexos organominerais com as frações silte e argila, que são geralmente consideradas as mais importantes (MCNALLY et al., 2017).

O termo “estabilização” é utilizado para nomear processos ou mecanismos que levam a matéria orgânica a permanecer mais tempo armazenada no solo. A estabilização pode ser entendida como a proteção da MOS contra a mineralização e acessibilidade dos microrganismos e a estabilidade como o efeito das interações organominerais e recalitrância intrínseca do material (VON LÜTZOW et al., 2006), se tratando de mecanismos que retardam o processo de decomposição (MARSCHNER 2008).

Foram propostos três mecanismos principais de estabilização da MOS: (1) estabilização química, (2) proteção física e (3) recalitrância. A estabilização química é o resultado da ligação química ou físico-química entre a MOS e minerais do solo (partículas de argila e silte), que é influenciada pelo teor de argila e tipo de argilominerais predominante. A proteção física ocorre por meio dos agregados, onde esses protegem fisicamente a MOS e formam barreiras físicas, por outro lado, a estabilização bioquímica é entendida como a proteção da MOS devido a sua composição química de mais difícil decomposição (SIX et al., 2002).

Em um mesmo perfil de solo e horizonte, os mecanismos de estabilização da MOS podem estar operando simultaneamente, mas em diferentes magnitudes. Da mesma forma que em perfis e horizontes com textura e mineralogia diferentes, os mecanismos de estabilização estão operando, com diferentes intensidades (VON LÜTZOW et al., 2006). Neste sentido, os mecanismos de estabilização não são mutuamente excludentes, com a proteção física sendo aditiva a proteção química e/ou bioquímica conferida a maioria da MOS (SILVA; MENDONÇA, 2007).

Entre os principais agentes de estabilização da MOS, responsáveis pela sua proteção física está a sua capacidade de se associar com as superfícies minerais de partículas de argila e silte. Essa proteção é evidenciada pela forte correlação existente entre os estoques C com os teores de argila e silte do solo (HASSINK, 1997; WIESMEIER et al., 2019). Como as frações silte e argila são frequentemente protegidas por agregados do solo, essas frações atingem o limite de saturação primeiro em relação às outras frações de agregados com alto nível de entrada de C no solo (XU et al., 2020).

A estabilização de C, por meio de associações físicas e químicas entre MOS e argilominerais, são facilitadas por pontes de cátions polivalentes, como o Ca^{2+} (FUJII et al., 2020), onde as interações da ligação entre minerais e/ou cátions metálicos e a MOS podem protegê-la da mineralização microbiana (WAN et al., 2021). Portanto, os teores de cátions polivalentes, como o cálcio, podem afetar a capacidade dos solos de proteger fisicamente o carbono (ROWLEY et al., 2018; HUANG et al. 2019). Existe evidência de que a ocorrência da estabilização por ligação com minerais pode ser devido a MO em frações de silte e argila ser mais velha que a MO encontrada na fração areia (VON LÜTZOW et al., 2006).

Além da textura do solo e presença de cátions, o tipo de argila também pode afetar a capacidade dos solos de proteger carbono (HASSINK, 1997). Os teores de COS associados as frações de argila são dependentes da mineralogia e, mais especificamente, da sua reatividade superficial dos constituintes minerais (VON LÜTZOW et al., 2006). As diferenças na área superficial específica (ASE) existente entre diferentes tipos de argilominerais podem, portanto, afetar a capacidade das argilas de adsorver a MOS. Posto isso, solos quem apresentam argilas

com alta superfície específica pode ter maior potencial de adsorver a MOS em comparação a solos que possuem argilas com baixa ASE (HASSINK, 1997). Se considerar a existência de mesma proporção de partículas de silte e argila, solos que possuem argilominerais 2:1 têm um reservatório C protegido por argila maior do que solos dominados por argilominerais 1:1 (SIX et al., 2002).

Adicionalmente, para ocorrência dessas ligações, os materiais orgânicos interagem com partículas de argila por meio da adsorção. As superfícies de argila interagem com os compostos orgânicos e estes são física e quimicamente sequestrados por minerais de argila inacessíveis aos organismos do solo (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010). Sendo as associações organominerais uma das formas pelas quais as partículas do solo interagem com os materiais orgânicos. Essas associações são afetadas principalmente pelas entradas de MO, tipo de resíduo vegetal e composição mineralógica do solo (OZLU; ARRIAGA, 2021).

Contudo, a associação de partículas de minerais, substâncias orgânicas e inorgânicas promovem a formação dos agregados do solo, sendo formadas pequenas unidades estruturais (microagregados e macroagregados), que são resistentes e promovem uma proteção física aos agentes que os compõe (BRONICK; LAL, 2005; MACHADO, 2005; SILVA; MENDONÇA, 2007). Além do agregado ser uma unidade básica para a estrutura do solo, eles desempenham um papel crucial na acumulação do C no solo, por meio da proteção física fornecida a MOS, com isso eles são considerados um importante componente para a estabilização do C (WIESMEIER et al., 2019; XU et al., 2020).

A formação e estabilização dos agregados no solo afeta significativamente o armazenamento C, pois, a agregação do solo e o sequestro de C são processos mútuos, já que ambos são beneficiados por essa interação. Isso ocorre porque os agregados do solo armazenam C, fornecendo proteção espacial para a MOS protegendo-a de ataques microbianos, contribuindo para redução da taxa de decomposição da MOS, enquanto a MOS contribui com a agregação e estabilização dos agregados (BLANCO-CANQUI; LAL, 2010; LIU et al., 2020).

Portanto, os mecanismos de proteção física formam barreiras físicas que limitam a acessibilidade dos microrganismos e enzimas aos substratos orgânicos e a difusão do O₂ (PLAZA et al., 2013). Essa proteção contra a ação microbiana diminui as taxas de decomposição, que são dependentes da facilidade com que a MOS pode ser protegida em agregados estáveis, dessa forma a proteção é dependente do nível de agregação do solo (SMITH et al., 2008; PLAZA et al., 2013).

No entanto, os organismos do solo possuem técnicas evoluídas para superar a resistência bioquímica presente nas suas fontes de alimento (materiais orgânicos), de modo que, para todas as substâncias naturais, existem enzimas ou complexos de enzimas produzidas por alguns organismos, capazes de superar essa resistência. Mesmo localizados à periferia dos agregados, as bactérias podem produzir enzimas que se difundem nos agregados e quebram as moléculas de carbono de alto peso molecular, causando sua liberação em solução, onde pode ser potencialmente utilizado pelas bactérias circundantes (MARSCHNER et al., 2008; YANG et al., 2021).

A resistência bioquímica é um mecanismo relevante da estabilização da MOS, devido a proteção seletiva de alguns materiais orgânicos, em que devido às suas características à nível molecular, tais como composição elementar, presença de grupos funcionais e conformação molecular, esses materiais têm sua decomposição restringida (MARSCHNER et al., 2008). Logo, a proteção ou estabilização bioquímica MOS ocorre devido a composição química complexa existente em alguns materiais orgânicos (SIX et al., 2002), o que pode levar ao acúmulo relativo de moléculas mais recalcitrantes (VON LÜTZOW et al., 2006).

Os componentes com características hidrofóbicas da MOS, como lignina e lipídios, desempenham um papel importante na estabilização do COS. Assim, o acúmulo de moléculas hidrofóbicas pode ser considerado um mecanismo que influencia o sequestro de COS, pois a

hidrofobicidade da MOS é considerada uma característica de condução para os processos de sequestro de C, pois representa um obstáculo bioquímico para decomposição (SONG et al., 2013). Assim sendo, a degradabilidade da MO é frequentemente correlacionada negativamente com seu conteúdo de compostos aromáticos, o que, portanto, tem sido associado à recalcitrância (MARSCHNER et al., 2008).

Existe um interesse contínuo em compreender os mecanismos que influenciam a estabilização da MOS no intuito de melhorar a fertilidade do solo para a produção de alimentos e na tentativa de reduzir emissões de gases de efeito estufa (KOPITTKKE et al., 2020). Logo, o entendimento dos mecanismos de estabilização da MOS, ajudará na adoção de boas práticas de gestão para o armazenamento do carbono orgânico do solo, melhoria da estrutura do solo, mitigação da emissão de gases de efeito estufa (SINGH et al., 2018) e aumento da capacidade do solo de sequestrar C (OZLU; ARRIAGA, 2021).

2.5 Estoque de Carbono no Solo em Áreas de Pastagem

A modificação da estrutura e distribuição da vegetação por meio de alterações no uso da terra, como a conversão de ambientes de floresta em áreas com pastagens, leva a ocorrência de perturbações no ciclo do carbono, provocando com isso importantes mudanças no estoque de carbono do solo e conseqüentemente no ciclo global desse elemento (COSTA et al., 2009), uma vez que afetam diretamente as vias de entrada de carbono (VICENTE et al., 2016).

Dessa forma, uma mudança nesse reservatório, mesmo que relativamente pequena, pode ter efeito direto no balanço de CO₂, no qual a redução do estoque de carbono pode contribuir significativamente para o aumento da concentração de CO₂ na atmosfera (CHEN et al., 2019). Dentro desse contexto, os diferentes sistemas de manejo do solo podem afetar diretamente o teor de carbono orgânico do solo (FREITAS et al., 2018).

Com isso, a intensidade de pastoreio, a composição das espécies e a disponibilidade de nutrientes, existente em uma área com pastagem, podem levar a perdas ou ganhos de carbono no solo (CONANT et al., 2017), pois são fatores que podem afetar a quantidade e a qualidade de biomassa devolvida ao solo, afetando negativamente os reservatórios de carbono orgânico no solo caso o solo esteja em processo de degradação (LAL, 2004). Em sistemas com pastoreio, os efeitos climáticos também podem alterar a intensidade e as contribuições relativas desses fatores nas mudanças dos estoques de carbono do solo (WHITEHEAD et al., 2018).

Desse modo, a intensidade de pastejo e espécie animal presente afetam a ciclagem de carbono e nitrogênio (ZHOU et al., 2017), por meio de processos diretos (produção e remoção de biomassa) e indiretos (carbono e nitrogênio retornados ao solo como excretas). Como o objetivo da maioria das práticas de manejo nas pastagens é elevar a produção de biomassa da cultura para alimentação animal, uma maior produtividade da cultura pode, então, contribuir para um acréscimo no estoque de carbono do solo, a menos que os insumos de carbono depositados no solo também sejam aumentados (WHITEHEAD et al., 2018).

Entretanto, a mudança no uso da terra de lavoura para pastagem pode promover impactos positivos nos estoques de carbono do solo quando a área é bem manejada, podendo isso ocorrer em decorrência da ausência de revolvimento do solo nessas áreas, o que contribui para preservação dos agregados do solo (SANTOS et al., 2019). A localização da matéria orgânica dentro do agregado é um fator chave no estoque de carbono. Um total de 11% do carbono orgânico do solo em uma área de pastagem com 50 anos de implantação foram fisicamente protegidos em agregados de solo em até 1m de profundidade (VICENTE; GAMA-RODRIGUES; GAMA-RODRIGUES, 2019). Isso ocorre devido a matéria orgânica associada aos agregados constituir uma importante fonte de carbono, sendo responsável por quase metade do total de C em alguns solos (SARKHOT et al., 2007). Posto isso, a proporção de C protegido

depende de algumas propriedades do solo, que podem ser afetadas pelo manejo adotado (WHITEHEAD et al., 2018).

Quando se tem a conversão de uma área com floresta em pastagem, a área de pastagem pode atingir nível de carbono próximo ou superior ao da floresta nativa, após um período de implantação do sistema, com a intensidade das mudanças no carbono orgânico do solo podendo diferir para cada camada do solo (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018). Devido aos fluxos anuais de carbono que entram e saem desses sistemas, tem ocorrido um interesse crescente em entender como as mudanças na gestão podem mudar o saldo líquido desses fluxos, causando perdas em pastagens pelo processo de degradação ou gerenciando sistemas para aumentar os estoques de carbono no solo (KÄMPF et al., 2016).

Encontra-se na literatura, resultados em que os estoques totais de carbono do solo para uma profundidade de 0,3 m foram semelhantes, entre a área com floresta nativa e área de pastagens com diferentes tempos de implantação (11, 15 e 26 anos), com estoque total de C, 8% maior em área de pastagem com 26 anos quando comparado a área de floresta nativa (EZE; PALMER; CHAPMAN, 2018). Em estudo realizado em domínio de Mata Atlântica também não foram encontradas diferenças significativas para os estoques de carbono do solo entre os ambientes de mata e área de pastagem com diferentes idades de uso (2, 9 e 18 anos) (COSTA et al., 2009). Após 16 anos de implantação de pastagem com capim *U. brizantha*, o estoque de carbono do solo existente até 1 m de profundidade pode aumentar (SANTOS et al., 2019).

Estima-se que até 2030 cerca de 0,2 - 0,8 Pg CO₂ ano⁻¹ poderia ser sequestrado globalmente em solos com pastagem. O potencial de armazenamento de carbono em pastagens se deve em partes pela grande área ocupada por esse ecossistema no mundo (IPCC, 2007). Essas estimativas podem ser alcançadas, por meio da adoção de sistemas de manejo adequados e recuperação de pastagens degradadas. Os sistemas de pastagem geralmente são afetados por secas frequentes, pastoreio excessivo e falta de adubação, que afetam negativamente a adição de carbono ao solo, quando comparado a outros ecossistemas bem manejados (RAMESH et al., 2019).

Desse modo, solos com pastagens degradadas armazenam menos carbono quando comparado a solos com pastagens produtivas e bem manejadas (NESPER et al., 2015). Com base em 44 estudos da literatura e em dados próprios, Liu et al. (2018) demonstraram que 42% dos estoques de carbono orgânico encontrado até 30cm do solo em áreas de pastagem degradada foram perdidos em comparação a pastagens não degradadas, concomitantemente ocorreram diminuições nos estoques de nitrogênio (33%) e na biomassa vegetal acima (42%) e abaixo do solo. Diante dessa situação, acredita-se que ao utilizar-se um manejo adequado, as pastagens podem contribuir significativamente na mitigação da emissão de gases do efeito estufa, por meio da potencialização do sequestro de carbono pelo solo (ROSA; SANO; ROSENDO, 2014).

As gramíneas forrageiras tropicais, por serem facilmente adaptadas aos diferentes sistemas de produção agropecuários e por apresentarem alta produção de biomassa com constante deposição no solo, principalmente em se tratando de ambientes que apresentam um manejo cultural adequado, podem ser utilizadas na fixação e manutenção de carbono no solo (SILVA et al., 2019). Com a alta capacidade de armazenar carbono, existente nas áreas com pastagens, quando bem manejadas, pode ser possível o estoque de cerca de 20% do carbono presente nos solos do mundo (LIU et al., 2019). Nessas áreas, os solos são os responsáveis pela maior parte do estoque de carbono (RAMESH et al., 2019) e contêm uma quantidade considerável de carbono orgânico do solo no mundo (KÄMPF et al., 2016).

No entanto, a capacidade de sequestro de carbono oriundo de áreas de pastagens pode ser limitada pelo baixo acúmulo de biomassa da parte aérea com sistemas de monocultura, em decorrência da deficiência de nutrientes no solo e, especialmente, pela baixa disponibilidade de nitrogênio. Contudo, a utilização de leguminosas nesse sistema possibilita aumentar a disponibilidade do nitrogênio no sistema solo-planta-animal. Dessa forma, as leguminosas

poderiam contribuir com significativos aumentos no sequestro de carbono ao solo, bem como com a redução da emissão de gases causadores do efeito estufa por unidade de produto produzido (BARCELLOS et al., 2008).

A adoção de práticas de manejo que aumentem o estoque de carbono no solo, pode proporcionar redução nas emissões antrópicas, melhoraria dos serviços ecossistêmicos e da qualidade do solo, aumento da produtividade agrícola, promoção da segurança alimentar global e melhoraria da resiliência do solo para se adaptar a eventos climáticos extremos (LAL, 2011). O manejo aprimorado da pastagem, fertilização de manutenção, uso de leguminosas e espécies de gramíneas melhoradas, irrigação e conversão do cultivo, seriam exemplos de práticas agrícolas que tendem a contribuir para o aumento de carbono do solo (CONANT et al., 2017).

Portanto, várias estratégias de manejo na agricultura podem favorecer o sequestro de carbono e os diferentes processos do solo que protegem a matéria orgânica do processo de decomposição, nesse caso, encontrar sistemas agrícolas que aumentem o armazenamento de carbono no solo proporcionará uma opção para mitigar o aumento do carbono atmosférico (RAMESH et al., 2019).

2.6 Uso de Isótopos Estáveis como um Rastreador de Mudança de Vegetação

A matéria orgânica do solo (MOS) consiste em vários reservatórios heterogêneos com diferentes taxas de estabilidade e rotatividade. Com algumas abordagens para avaliar a MOS sendo baseadas em diferenças naturais na assinatura isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ após mudança de vegetação com ciclo fotossintético C_3 para plantas C_4 (BLAGODATSKAYA et al., 2011). A determinação da abundância de $\delta^{13}\text{C}$ de solo é uma técnica sensível que pode examinar o progresso da decomposição do material orgânico presente no solo derivado da floresta nativa (C_3) e a contribuição do carbono derivado de uma nova fonte de carbono no solo derivado de espécies de plantas de ciclo C_4 , como as pastagens (SANTOS et al., 2019).

Existe uma limitação de espécies para uso dessa técnica, pois, apenas cerca de 3% das espécies de plantas usam a via C_4 , mas esse número relativo de espécies representa 23% do carbono fixado no mundo. O que ocorre em várias das principais culturas do mundo, principalmente pastagens tropicais, milho e sorgo, e das espécies utilizadas como biocombustíveis, principalmente a cana-de-açúcar (KELLOGG, 2013).

O uso de ^{13}C como um rastreador de mudança de vegetação é possível pois o CO_2 atmosférico contém os isótopos de carbono ^{12}C e ^{13}C (ocorrem naturalmente nas proporções dos átomos de aproximadamente 98,9 e 1,1%, respectivamente) e suas propriedades químicas são idênticas, mas as plantas assimilam menos $^{13}\text{CO}_2$ que $^{12}\text{CO}_2$ e sua assimilação é diferente entre os dois ciclos fotossintéticos (C_3 e C_4). Plantas com via fotossintética C_3 fixam CO_2 atmosférico por meio da enzima Rubisco, enquanto plantas C_4 utilizam a enzima PEP carboxilase. Como a enzima Rubisco possui uma menor afinidade pelo CO_2 , essa enzima discrimina o isótopo pesado do carbono (^{13}C) comparado ao isótopo leve (^{12}C) muito mais do que a PEP carboxilase. Assim, a relação isotópica ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) entre as plantas de ciclo C_3 e C_4 são diferentes, devido ao fracionamento isotópico que ocorre durante processos biológicos, físicos e químicos na assimilação de CO_2 (TAIZ et al., 2017). E essa diferença na relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ entre as plantas C_3 e C_4 é significativa, tanto que após anos de mudança de vegetação, a proporção de carbono orgânico proveniente de vegetação nova pode ser determinada a partir da relação $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ orgânico do solo (BALESDENT et al., 2017).

Portanto, alterações no uso da terra envolvendo uma conversão de vegetação com diferentes vias fotossintéticas, oferece uma oportunidade de quantificação da dinâmica do C do solo usando a técnica isotópica, já que a entrada de diferentes sinais isotópicos pode modificar a assinatura do carbono presente no solo, podendo com isso, ser uma poderosa ferramenta para entender a dinâmica do C em diferentes ecossistemas (DENG et al., 2016). Posto isso, estudos

de abundância natural isotópica podem ser utilizados para entender a dinâmica da vegetação, traçar fluxos de energia nos alimentos e estabelecer caminhos de ciclagem de nutrientes nos ecossistemas terrestres (ANDRIOLLO et al., 2017).

A partir do exposto, verifica-se que a abundância de $\delta^{13}\text{C}$ do solo é uma ferramenta útil para avaliar a origem e investigar os efeitos das conversões de uso da terra e práticas de manejo na ciclagem da MOS. Sendo possível por meio de essa ferramenta identificar se a composição isotópica de ^{13}C MOS, reflete a composição isotópica de uma fonte recente de matéria orgânica adicionada ao solo ou da MOS originada de uma vegetação nativa que foi removida, permitindo assim estudos da dinâmica de perdas e reciclagem de MOS (BIELUCZYK et al., 2020).

Nessa técnica, no caso da substituição da vegetação nativa C_3 por uma nova vegetação C_4 , a composição isotópica da nova vegetação atua como um traçador de carbono, quando introduzida em um reservatório de MOS derivado da vegetação nativa ou antiga com uma assinatura isotópica diferente (WERTH et al., 2010). Então, a partir dessa diferença de via fotossintética é possível distinguir o carbono derivado da floresta nativa daquele produzido por pastagens tropicais, por meio da aplicação de uma equação de balanço de massa, baseada em um modelo de mistura, que permite estimar a contribuição da planta C_3 e da C_4 para o carbono orgânico do solo (CONRAD et al., 2017).

Com isso, o cultivo de uma planta C_4 em solos onde antes se tinha apenas plantas C_3 , fornece a MOS uma rotulagem natural ^{13}C , que poderá ser usado para o estudo da sua dinâmica (BALESDENT; MARIOTTI; GUILLER, 1987). Já que a presença de culturas com diferentes ciclos em momentos diferentes ocasionam assinaturas isotópicas diferentes entre ambas, com uma média $\delta^{13}\text{C}$ de -28‰ para plantas C_3 e de -12‰ para as C_4 para o carbono orgânico do solo (CONRAD et al., 2017).

As variações naturais da razão $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ têm sido frequentemente usadas nas últimas décadas para rastrear fontes e fluxos de C entre plantas, microrganismos e solo. Muitos desses estudos usaram a variação natural de $\delta^{13}\text{C}$ após mudanças na vegetação de C_3 para C_4 (DÜMIG et al., 2013). Estudos sobre a abundância natural isotópica vêm sendo frequentemente utilizados principalmente para descrever a dinâmica do C e mudanças da vegetação ao longo do tempo, através de estudos da contribuição de diferentes fontes (plantas C_3 e C_4) para o estoque de carbono e estimativas da origem, quantidade e distribuição vertical do carbono no perfil do solo (CONRAD et al.; 2017; KERRÉ et al., 2016; SONG et al., 2017; VICENTE et al., 2016).

3. CAPÍTULO I

A FIXAÇÃO DE N₂ POR LEGUMINOSA FORRAGEIRA PODE AUMENTAR MATÉRIA ORGÂNICA NO SOLO AO MESMO NÍVEL QUE SISTEMA COM FERTILIZANTE NITROGENADO EM BIOMA DE FLORESTA TROPICAL?

O Capítulo I originou artigo científico publicado na revista Geoderma Regional:

SOUZA, W. S.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; MONTEIRO, R.C.; SANTOS, C.A.; MACEDO, R. O.; ALECRIM, F. B.; PINHEIRO, E.F.M.; CAMPOS, D.V.B.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. Can N₂ fixation by forage legumes build soil organic matter to rival fertilizer N in a tropical forest biome? Geoderma Regional, v. 33, n. e00646, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2023.e00646>

3.1 RESUMO

A adubação de pastagens com nitrogênio (N) pode aumentar a produtividade animal e aumentar os estoques de carbono (C) no solo. Recentemente, as leguminosas forrageiras estoloníferas têm sido utilizadas para desenvolver pastagens mistas produtivas e sustentáveis no bioma Mata Atlântica. O objetivo deste estudo foi comparar, ao longo de 24 anos, o impacto nos estoques de C e N de uma pastagem produtiva de *Urochloa brizantha* cv. Marandu com pastagem mista de amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) - capim Marandu introduzida 8 anos após pastagem de capim-elefante (*Pennisetum purpureum*) N-fertilizada. As pastagens foram manejadas com taxa de lotação rotativa por gado Nelore, mantendo uma oferta de forragem verde equivalente a 4 % do peso corporal e o desempenho animal continuamente monitorado. As amostras de solo foram coletadas no início do estudo e após 8 e 24 anos de pastejo e analisadas os teores de C e N total e a abundância de ^{13}C . Em 8 anos, os estoques de matéria orgânica do solo (MOS - 0-30 cm) aumentaram em 4,4 Mg C ha⁻¹ e 0,58 Mg N ha⁻¹ sob pastagem de capim-elefante e em 10,4 Mg C ha⁻¹ e 1,23 Mg N ha⁻¹ sob pastagem de capim-Marandu, ambas adubadas com 160 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. Nos 16 anos subsequentes, os estoques de MOS sob o capim Marandu fertilizado com 120 kg ha⁻¹ e o pasto de capim Marandu consorciado com amendoim forrageiro que substituiu o capim-elefante atingiram estoques de C no solo semelhantes com valores de 51,8 e 52,5 Mg C ha⁻¹, respectivamente, aproximadamente 12 Mg C ha⁻¹ maior do que sob a vegetação nativa. A abundância de ^{13}C das amostras de solo indicou que as raízes de gramíneas C₄ fizeram uma contribuição insignificante para o C do solo abaixo de 30 cm de profundidade. Os resultados mostram que o amendoim forrageiro fixador de N₂ foi tão eficaz em acumular MOS quanto a aplicação anual de 120 kg N de fertilizante por ha⁻¹ e indicou que após 24 anos dessas pastagens houve pouco acúmulo de MOS.

Palavras-chave: Argissolo. *Arachis pintoi*. Gramínea-leguminosa. *Pennisetum purpureum*. Acumulação de C no solo. *Urochloa brizantha*.

3.2 ABSTRACT

Fertilization of pastures with nitrogen (N) can increase animal productivity and may also increase the stocks of soil carbon (C). Recently stoloniferous forage legumes have been used to develop productive sustainable mixed pastures in the Atlantic Forest biome. The objective of this study was to compare the impact over 24 years on soil C and N stocks of a productive N-fertilized pasture of *Urochloa brizantha* cv. Marandu with a mixed forage peanut (*Arachis pintoi*)-Marandu grass pasture introduced 8 years after an N-fertilized elephant-grass (*Pennisetum purpureum*) pasture. The pastures were rotationally stocked by Nellore cattle a green-forage allowance equivalent to 4 % of body weight and animal performance was continuously monitored. Soil samples were taken at the start of the study and after 8 and 24 years of grazing and analysed for total C and N and ^{13}C abundance. In 8 years, the stocks of soil organic matter (SOM – 0-30 cm) increased by 4.4 Mg C and 0.58 Mg N ha⁻¹ under the elephant-grass pasture and by 10.4 Mg C and 1.23 Mg N ha⁻¹ under the Marandu grass pasture, both fertilized with 160 kg N ha⁻¹ yr⁻¹. Over the subsequent 16 years, SOM stocks under the Marandu grass-fertilized with 120 kg N ha⁻¹ and the mixed forage peanut-Marandu pasture which replaced elephant-grass attained similar stocks of soil C of 51.8 and 52.5 Mg C ha⁻¹ respectively, approximately 12 Mg C greater than under the native vegetation. The ^{13}C abundance of the soil samples indicated that the C4 grass roots made an insignificant contribution to soil C below 30 cm depth. The results show that the N₂-fixing forage peanut was just as effective in accumulating SOM as an annual application of 120 kg N fertilizer ha⁻¹ and indicated that after 24 years of these pastures there was little further SOM accumulation.

Key words: Acrisol. *Arachis pintoi*. Grass-legume pasture. *Pennisetum purpureum*. Soil C accumulation. *Urochloa brizantha*.

3.3 INTRODUÇÃO

Na reunião da Conferência das Nações Unidas sobre as Mudanças Climáticas - COP21 em Paris de 2015, o Ministro da Agricultura francês propôs um programa ambicioso para aumentar os estoques globais de matéria orgânica do solo (MOS) em 4 partes por mil (“4 pour mille”) por ano (MINASNY et al., 2017). Desde então, tem ocorrido um crescimento no financiamento e na pesquisa sobre os fatores que afetam o acúmulo de C nas áreas de lavouras, pastagens e outros usos da terra. A ideia de que todos os sistemas agrícolas e de pastagem têm potencial para aumentar o teor de C no solo não é suportada na literatura (MOINET et al., 2023). Sistemas já sob pastagem ou plantio direto com melhores práticas de manejo e fornecimento generoso de nutrientes provavelmente não terão muito potencial restante para acumular MOS (POULTON et al., 2018). As taxas de decomposição da matéria orgânica são geralmente registradas como a perda de massa por unidade de g^{-1} decomposta por g^{-1} de MOS existente. Assim, se o MOS estiver acumulando e a taxa de decomposição específica permanecer a mesma, a perda de MOS aumentará proporcionalmente à quantidade presente e, assim, eventualmente, um novo equilíbrio de entrada de MOS e perda de MOS por decomposição será alcançado (CHENU et al., 2019).

Este conceito é construído em modelos simples de acumulação de MOS e experimentos de longo prazo mostram que mudanças no uso/manejo da terra que levam a aumentos no conteúdo de MOS seguem uma função exponencial inversa com uma assíntota no novo nível de equilíbrio (JENKINSON; RAYNER, 1977; JOHNSTON et al., 2009). Mudanças no manejo do solo, como substituição de lavouras por pastagens ou vice-versa, ou mesmo apenas aplicação de fertilizantes, acarretarão mudanças na qualidade dos resíduos que serão adicionados ao solo, podendo alterar a taxa de decomposição da MO. A capacidade dos solos de acumular C ao longo do tempo foi discutida em detalhes por Chenu et al. (2019), e esses autores mostraram que a quantidade de C orgânico que um solo pode acumular e por quantos anos esse acúmulo pode persistir são difíceis de prever.

Berthelin et al. (2022) sustentam que aumentar o C do solo em períodos de duas ou três décadas exigiria grandes quantidades de resíduos de colheita, provavelmente além da capacidade dos agricultores. Sua revisão baseou-se principalmente nas terras cultivadas da Europa e da América do Norte, onde a maioria das plantações foram generosamente fertilizadas por muitos anos. Sob manejo constante por vários anos, seria esperado que esses solos estivessem estáveis em seus estoques de C, mas como quase todas as culturas anuais na Europa usam arado convencional (KASSAM et al., 2019), poderia haver uma oportunidade de aumentar os estoques de C do solo se a agricultura de plantio direto fosse adotada.

No Brasil a situação é diferente. Grande parte da agricultura intensiva e mecanizada é dedicada à produção de soja e milho (ocupando áreas de pouco mais de 40 e 20 milhões de ha [Mha], respectivamente – IBGE-LSPA, 2022). Como quase 15 Mha do milho é plantado como segunda safra depois da soja, a área total sob essas culturas é estimada em aproximadamente 45 Mha, dos quais cerca de 32 Mha são de plantio direto (KASSAM et al., 2019). A expansão contínua do plantio direto e a plena aplicação dos princípios da Agricultura de Conservação, que incluem cobertura do solo com resíduos durante todo o ano e diversificação de culturas, devem aumentar os estoques de C no solo sob produção agrícola intensiva. No entanto, é a vasta área (>100 Mha) de pastagens plantadas no Brasil que oferece a oportunidade mais interessante de sequestro de CO_2 atmosférico.

As pastagens nos biomas Cerrado e Mata Atlântica têm sido formadas principalmente com espécies de *Urochloa* (syn. *Brachiaria*) spp., e estima-se que pelo menos 50 Mha sejam plantados com a cultivar Marandu de *U. brizantha* (JANK et al., 2014). Essas pastagens foram formadas após a realização de calagem e adubação com P e K, mas raramente foram aplicadas adubações nitrogenadas. O resultado é que a maioria das pastagens são consideradas

“degradada”, o que geralmente é definido como pastagens incapazes de produzir mais de 50 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de ganho de peso vivo de bovinos de corte (MACEDO, 1995).

A adubação de pastagens de Marandu com 100 a 150 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, se acompanhada de calagem e adubação com P e K pode resultar em ganhos de peso vivo superiores a 600 kg ha⁻¹ ano⁻¹ (BARBERO et al., 2015; DELEVATTI et al., 2019; PEREIRA et al., 2020). No entanto, devido a restrições de custo, poucos produtores de gado de corte aplicam fertilizantes nitrogenados regularmente. Por muitos anos, experimentos foram conduzidos sobre a introdução de leguminosas forrageiras em pastagens de *Urochloa*, mas as leguminosas, principalmente *Stylosanthes* spp., foram incapazes de persistir no pasto devido à baixa produção de sementes e/ou germinação ruim (BODDEY et al., 2020). Recentemente, a pesquisa centrou-se em leguminosas estoloníferas, como amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) e “*Desmodium ovalifolium*” (*Grona heterocarpa* subsp. *ovalifolium*), que se propagam vegetativamente. Com manejo adequado (95% de interceptação de luz do pasto ou altura de pastejo entre 15 e 30 cm), essas leguminosas podem persistir em consócio com pastagem de capim Marandu e promover ganhos de peso vivo semelhantes ou superiores a pastagens em monocultura de capim adubadas com 120 a 150 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (PEREIRA et al., 2020; HOMEM et al., 2021a; SANTOS et al., 2022).

Vários estudos de longo prazo têm mostrado que os estoques de C do solo sob pastagens degradadas são menores do que sob a vegetação nativa e que o aumento da produção de forragem promovida pela adubação nitrogenada leva a aumentos no armazenamento de C do solo (CHAPUIS LARDY et al., 2002; BRAS et al., 2013; SANT’ANNA et al., 2017). Existem, no entanto, poucos estudos sobre o acúmulo de C no solo sob pastagens consorciadas de gramíneas e leguminosas.

O bioma Mata Atlântica possui uma área de aproximadamente 110 Mha que se estende desde os Estados do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul. Sofreu seriamente com o desmatamento, restando apenas cerca de 12% da floresta original. Embora existam algumas iniciativas importantes para replantar árvores neste bioma (GLOBAL LANDSCAPES FORUM, 2019), especialmente em terrenos inclinados, o uso mais difundido dessas terras são pastagens extensivas, principalmente de espécies de *Urochloa*. Presume-se que pastagens não fertilizadas e de baixa produtividade nesta região terão baixos estoques de C no solo, mas há poucos relatos sobre quanto C pode ser acumulado em pastagens produtivas adubadas com N ou em consórcios de gramíneas com leguminosas (SANTOS et al., 2019). Como a substituição do fertilizante nitrogenado por uma leguminosa fixadora de N₂ mitiga as emissões de gases de efeito estufa (GEE) associadas à síntese, transporte e aplicação do fertilizante, bem como o gasto com o fertilizante pelo agricultor, a adoção de leguminosas pode ser altamente atraente para os agricultores.

A principal hipótese a ser testada neste estudo foi que uma pastagem consorciada de *U. brizantha* com leguminosa forrageira é capaz de acumular o mesmo, ou mais, estoque de carbono do solo que uma monocultura de *U. brizantha* adubada com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. O objetivo foi comparar a variação dos estoques de C e N do solo entre pastagens de capim-Marandu ou capim-Elefante (*Pennisetum purpureum*, cv. Cameroon) adubadas com 160 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, respectivamente, e acompanhadas nos próximos 16 anos quando o capim-elefante foi substituído por pastagem consorciada de capim com leguminosa sem adubação nitrogenada em relação ao capim-Marandu adubado com 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹.

3.4 MATERIAL E MÉTODOS

3.4.1 Localização, clima e solo

O experimento foi conduzido na Estação de Pesquisa Pecuária do Extremo Sul da Bahia (ESSUL) pertencente à organização de pesquisa cacaueteira (CEPLAC) no município de Itabela, Bahia (16°39'S, 39°30'W, 92 m). O clima da região está na transição entre tropical úmido (Af) e tropical de monção (Am) segundo a classificação de Köppen (PEEL et al., 2007). A precipitação anual média é de 1300 mm e a temperatura média é de 25 °C. O solo é classificado como Argissolo Amarelo Distrocoeso (SANTOS et al., 2018). Antes da adubação e plantio, os atributos químicos do solo (CLAESSEN et al., 1997) eram: pH (H₂O) = 6,2; Al, Ca, Mg e K trocáveis, respectivamente, 0,1, 2,6, 0,4 e 0,2 cmol_c dm⁻³; e P disponível (2,9 mg dm⁻³) (Mehlich I, citado por ALVA, 1993). A textura do solo era arenosa na superfície com teor de argila aumentando ao longo do perfil de 160 (0–5 cm) para 250 g de argila kg solo⁻¹ (20–30 cm).

3.4.2. Estabelecimento e manejo das pastagens

Uma área de 8 ha de floresta secundária foi desmatada em 1995. A área foi dividida em quatro blocos iguais com duas parcelas por bloco nos quais os dois tratamentos de pastagem foram distribuídos aleatoriamente. Toda a área foi corrigida (1.200 kg calcário dolomítico ha⁻¹) e adubada com 35 kg P ha⁻¹ na forma de superfosfato simples (SS) e 26 kg K ha⁻¹ na forma de cloreto de potássio (KCl). Os tratamentos iniciais foram duas pastagens: uma de capim Marandu (*Urochloa brizantha* Stapf, cv. Marandu; Marandu+N) e outra de capim-elefante (*Pennisetum purpureum* Schumacher, cv. Cameroon; Elefante+N), ambas adubadas com 160 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de fertilizante nitrogenado. As pastagens foram semeadas no início de 1996 e o pastoreio começou em outubro de 1996 com uma oferta diária de matéria seca (MS) de forragem verde (cortada a 15 cm de altura) de 4% do peso corporal. A lotação foi rotativa com 3 dias de pastejo seguidos de 36 dias de descanso. Três novilhos mestiços Tabapuã/Nelore por piquete foram utilizados como animais “teste” para avaliar o ganho de peso e, quando necessário ajustar a oferta de forragem, foram adicionados animais (método “put-and-take” – ALLEN et al., 2011). A massa de forragem e a separação em componentes de leguminosa, capim verde e morto foram quantificadas conforme descrito por Pereira et al. (2020) e a estimativa da MS da forragem verde foi utilizada para regular a taxa de lotação.

Para cada ensaio na primeira fase do experimento (1995-2002), bovinos recém-desmamados (idade 9 ± 2 meses) entraram no experimento com peso corporal entre 200 e 220 kg, e os animais foram retirados com aproximadamente 450 kg de peso corporal. Adubação de manutenção de 9 kg P e 42 kg K como SS e KCl, respectivamente, foi aplicada anualmente. Ambas as pastagens receberam quatro aplicações por ano de 40 kg N ha⁻¹ na forma de uréia. Em cada ensaio, o ganho de peso dos animais foi avaliado após um período de 15 horas de jejum ao final de cada ciclo de 39 dias. O período entre ensaios foi necessário para negociar o aluguel de um novo rebanho de gado, sendo que neste período o manejo de pastejo foi mantido, porém com rebanho misto (principalmente gado de leite) pertencente à estação experimental e não foi avaliado o desempenho dos animais. O teste final deste experimento terminou em março de 2002.

Em 2003 foram aradas as quatro parcelas de capim-elefante e preparada para semeadura. Todas as parcelas foram corrigidas (1.200 kg de calcário dolomítico), adubadas com 35 kg ha⁻¹ de P como SS. As parcelas previamente plantadas com capim-elefante foram então plantadas com sementes de capim Marandu (15 kg ha⁻¹) e estolões (200 kg ha⁻¹) de amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* Krapov. & W.C. Greg.) cv. Belomonte. A monocultura do capim Marandu foi adubada duas vezes ao ano com 60 kg N ha⁻¹ na forma de uréia. O tratamento consorciado

(Marandu+amendoim forrageiro) não recebeu N, mas adubação de manutenção foi aplicada anualmente em todas as parcelas de ambos os tratamentos como antes (9 kg P e 42 kg K ha⁻¹ como SS e KCl, respectivamente). O experimento foi pastoreado em cinco ensaios consecutivos por novilhos ou novilhas a partir de julho de 2005 conforme descrito por Pereira et al. (2020). A massa de forragem e a separação em componentes de leguminosa, capim verde e morto foram avaliados a cada 14 dias como antes. O manejo da lotação animal foi rotativo com 7 dias de pastejo seguidos de 28 dias de descanso e todos os animais foram pesados ao final de cada ciclo como antes. Detalhes completos do manejo deste experimento e os resultados obtidos foram relatados por Pereira et al. (2020).

As avaliações de peso corporal dos animais para esta fase do experimento foram encerradas em abril de 2014, porém a massa de forragem foi avaliada a cada 14 dias conforme descrito anteriormente e a lotação rotativa (ciclo de 35 dias) com gado leiteiro mantida com a mesma oferta de forragem até setembro de 2017. Em novembro de 2017 foram introduzidas em cada parcela duas vacas mestiças de Nelore e Girolanda com peso vivo variando entre 500 e 600 kg. A produção de leite dessas vacas foi avaliada para comparar a produção de leite na pastagem mista Marandu+Amendoim forrageiro (Marandu+Leg) e com o capim Marandu em monocultivo com adição de 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ (Marandu+N) conforme utilizado por Pereira et al. (2020). Os animais foram distribuídos em um ensaio de reversão dupla (“switchback”) com três períodos (SANDERS; GAYNOR, 1987). Os animais pastaram na mesma pastagem, Marandu+N ou Marandu+Leg, por 28 dias consecutivos. Após este primeiro período os animais foram transferidos (trocados) para o outro tratamento até completarem outro período de 28 dias (segundo período) quando retornaram ao pasto original do primeiro período e pastaram por mais 28 dias (terceiro período). Os três períodos consecutivos representaram um ciclo de avaliação (84 dias). As vacas foram ordenhadas uma vez ao dia entre 06:00 e 08:00 h, e o leite pesado. A comparação da produção de leite entre os dois tratamentos foi baseada nos últimos 14 dias de cada período de pastejo de 28 dias (três vezes em cada ciclo de pastejo) durante um período de dois anos encerrado em outubro de 2019 (oito ciclos de pastejo).

3.4.3 Amostragem de solo

Amostras de solo foram originalmente coletadas da área desmatada em 1995. Em cada uma das oito unidades experimentais de 1 ha, amostras de solo foram coletadas antes do plantio de cinco pontos distribuídos aleatoriamente usando um trado holandês. Em cada ponto foram coletadas amostras nos intervalos de profundidade de 0-10, 10-20 e 20-30 cm. Em cada parcela foi aberta uma trincheira até a profundidade de 40 cm para a estimativa da densidade do solo até 30 cm (SANTOS et al., 2019). Em cada parede da trincheira quadrada no centro do intervalo de profundidade, foram tomadas amostras com anéis chanfrados (4,98 cm de diâmetro x 4,5 cm de comprimento). Essas amostras foram agrupadas para cada intervalo de profundidade de cada trincheira e secas a 110°C para o cálculo da densidade do solo.

Após o término do primeiro experimento com capim-elefante (Elefante + N) e Marandu + N em 2003, o solo foi novamente amostrado com o trado, mas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm. O solo foi amostrado das parcelas de capim-elefante antes do preparo do solo para a semeadura. Finalmente, em 2019, foram retiradas amostras de solo (6 por parcela) com o trado até uma profundidade de 100 cm (0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60, 60-80 e 80-100 cm) e agrupados para fazer uma amostra composta para cada intervalo de profundidade por parcela. Neste momento, duas trincheiras foram cavadas em cada parcela para avaliar a densidade do solo a partir de quatro amostras repetidas para cada intervalo de profundidade como antes, mas até 100 cm de profundidade.

Todas as amostras de solo retiradas com o trado (1995, 2003 e 2019) foram secas ao ar, passadas por uma peneira de 2 mm e subamostras retiradas para posterior moagem (ARNOLD;

SCHEPERS, 2004) até atingir granulometria de um pó fino. Alíquotas dessas amostras contendo entre 300 a 500 µg de C foram analisadas quanto à abundância total de C e N e ^{13}C usando um espectrômetro de massa Finnigan DeltaV de fluxo contínuo automatizado acoplado à saída de um analisador de C e N total da Costech (modelo ECS4010 Finnigan MAT, Bremen, Alemanha) no “John Day Stable Isotope Laboratory” da Embrapa Agrobiologia.

3.4.4 Cálculos

A massa de solo no perfil a 30 cm de profundidade amostrada em 1995 antes da implantação do experimento foi calculada a partir dos valores de densidade do solo. A massa de solo a 30 e 100 cm de profundidade foi calculada da mesma maneira para as amostras coletadas em 2019. Os solos sob pastagens podem se tornar compactados pelo pisoteio do gado em pastejo, mas os dados de densidade do solo em geral mostram que para locais sob vegetação nativa, floresta ou Cerrado, o impacto é limitado a 30 cm de profundidade ou menos (MORAES et al., 1996; SANT'ANNA et al., 2017; SANTOS et al., 2019). Para calcular as mudanças nos estoques de C e N do solo ao longo do período de 24 anos, foi necessário compensar a compactação do solo usando a técnica descrita por Neill et al. (1997) para calcular o estoque de C e N no solo na mesma massa de solo que estava presente a 30 cm de profundidade. Assumimos que a densidade do solo de 30 a 100 cm de profundidade não foi alterada pela instalação e uso do pasto. Os estoques corrigidos pela compactação foram calculados subtraindo os teores totais de C e N do peso extra do solo no intervalo de 20 a 30 cm de profundidade ou sob os tratamentos de pastagem em 2019, nos intervalos de 80 a 100 cm de profundidade.

As gramíneas forrageiras (*Pennisetum purpureum* e *Urochloa brizantha*) são ambas da via fotossintética C_4 e a vegetação nativa e a leguminosa *Arachis pintoi* são C_3 . O C derivado das raízes de *U. brizantha* foi estimado em uma abundância natural de ^{13}C de -12,50 ‰ (SANTOS et al., 2019) e raízes de *Arachis pintoi* -27,35 ‰. A abundância de ^{13}C do C derivado da vegetação florestal original foi retirada dos resultados das amostras de solo de 1995 para as profundidades de 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade.

Para calcular a proporção (%) de solo C- C_3 derivado da vegetação florestal original (%CdrF) a equação desenvolvida por Cerri et al. (1985) foi aplicada.

$$\% \text{CdrF} = 100 * (\delta^{13}\text{CCP} - \delta^{13}\text{C-C}_4) / (\delta^{13}\text{C-C}_3 - \delta^{13}\text{C-C}_4) \quad (1)$$

Onde $\delta^{13}\text{CCP}$ é a abundância natural de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$ ‰PDB) do solo em cada intervalo de profundidade sob a pastagem, e $\delta^{13}\text{C-C}_4$ e $\delta^{13}\text{C-C}_3$ são os valores de $\delta^{13}\text{C}$ do C das raízes das gramíneas da pastagem (-12,30, -12,50 e -27,35 ‰, para raízes de *P. purpureum*, *U. brizantha* e *A. pintoi* respectivamente).

3.4.5 Análise estatística

Para análise estatística, os dados foram processados no software Sisvar (versão 4.5, FERREIRA, 2011) da Universidade Federal de Lavras, Minas Gerais, com análise de variância pelo teste F em $P = 0,05$. Para todos os dados de C e N do solo, o procedimento de Shapiro-Wilk foi usado para testar a distribuição normal dos dados. Posteriormente, para os testes de diferenças significativas entre médias, foi aplicado o teste de diferença mínima significativa de Fisher (LSD) ao nível de significância de 5%, utilizando o mesmo software.

Para a comparação da produção de leite entre o sistema consorciado (Marandu + Leg) e capim (Marandu + N) utilizando a análise “switchback” foi utilizado o pacote Easyanova do software R (R CORE TEAM, 2019). Quando os dados não atendiam aos pressupostos para a realização da análise de variância, eram transformados pela transformação logarítmica e

submetidos ao teste de comparação de médias LSD ao nível de significância de 5% pelo software R (R CORE TEAM, 2019). No texto, quando se afirmar que a diferença entre as médias é significativa, isso implica um nível de significância da hipótese nula de $P < 0,05$.

3.5 RESULTADOS

3.5.1 Performasse animal

Na primeira fase do experimento (1996 a 2002) estão disponíveis os resultados de ganho de peso corporal (ganho médio diário – GMD) do último ano (abril de 2001 a março de 2002 – REZENDE et al., 2015). Nos meses de verão, novembro a maio, houve pouca diferença entre as espécies de pastagem no desempenho animal por animal ou por ha. Nos meses mais frios (inverno) com taxa de lotação acima de 3 unidades animais por ha (1 UA = 450 kg de peso vivo), o GMD por animal ou por ha foi significativamente maior para os novilhos pastando capim-elefante (capim-elefante + N: 2,9 kg ha⁻¹ dia⁻¹) do que a pastagem de *B. brizantha* cv. Marandu (Marandu + N: 1,95 kg ha⁻¹ dia⁻¹). Ambas as pastagens receberam 160 kg ha⁻¹ ano⁻¹ de adubação nitrogenada.

Na segunda fase do experimento (2005-2014), o desempenho animal (GMD) de novilhos Nelore, foi monitorado por cinco períodos de pastejo ao longo do período de 9 anos (para informações detalhadas ver PEREIRA et al., 2020). A pastagem consorciada com amendoim forrageiro manteve a produção de gado de corte significativamente maior (ganho de peso de 789 kg ha⁻¹ ano⁻¹) em comparação com a monocultura de capim Marandu adubado com N (120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) (655 kg ha⁻¹). A proporção de MS de leguminosas na massa de forragem no primeiro ciclo de lotação (2005) foi de 28 % e no último ciclo (2014) de 23 %, variando de 15 a 42 % durante o período de nove anos (PEREIRA et al., 2020).

Na terceira fase do experimento (2017 a 2019) a produção média de leite da pastagem Marandu+Leg foi de aproximadamente 7,2 kg por vaca por dia, significativamente maior ($P < 0,05$) do que a adubada com N (120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹) Marandu + N (6,9 kg por vaca por dia). Nesta época, a % de leguminosas na dieta adquirida foi determinada usando a abundância de ¹³C do esterco e variou de 11 a 18 % durante o período de dois anos. Os valores de produção de leite seriam considerados baixos, mas diferente do manejo adotado por quase todos os produtores de leite, nenhum tipo de suplemento era dado aos animais na hora da ordenha, e além da forragem do pasto os animais recebiam apenas sal mineral no cocho.

3.5.2 Carbono e nitrogênio do solo

Ao longo dos 24 anos de estudo, a concentração de C no solo sob a pastagem contínua de Marandu + N aumentou significativamente no intervalo de 0-10 cm de profundidade (Figura 1A). Isso também foi verdade para a área de 8 anos sob o capim-elefante fertilizado com N, seguido por 16 anos de pastagem mista Marandu + amendoim forrageiro (Figura 1B). Para esses 10 cm mais superficiais, os resultados indicam que houve um aumento maior na concentração de C durante os primeiros 8 anos do que nos 16 anos subsequentes. A concentração de N no intervalo de 0-10 cm de profundidade também aumentou significativamente sob a pastagem Marandu+N após apenas 8 anos de pastejo, mas não houve aumento perceptível após 16 anos adicionais (Figura 1C e 1D).

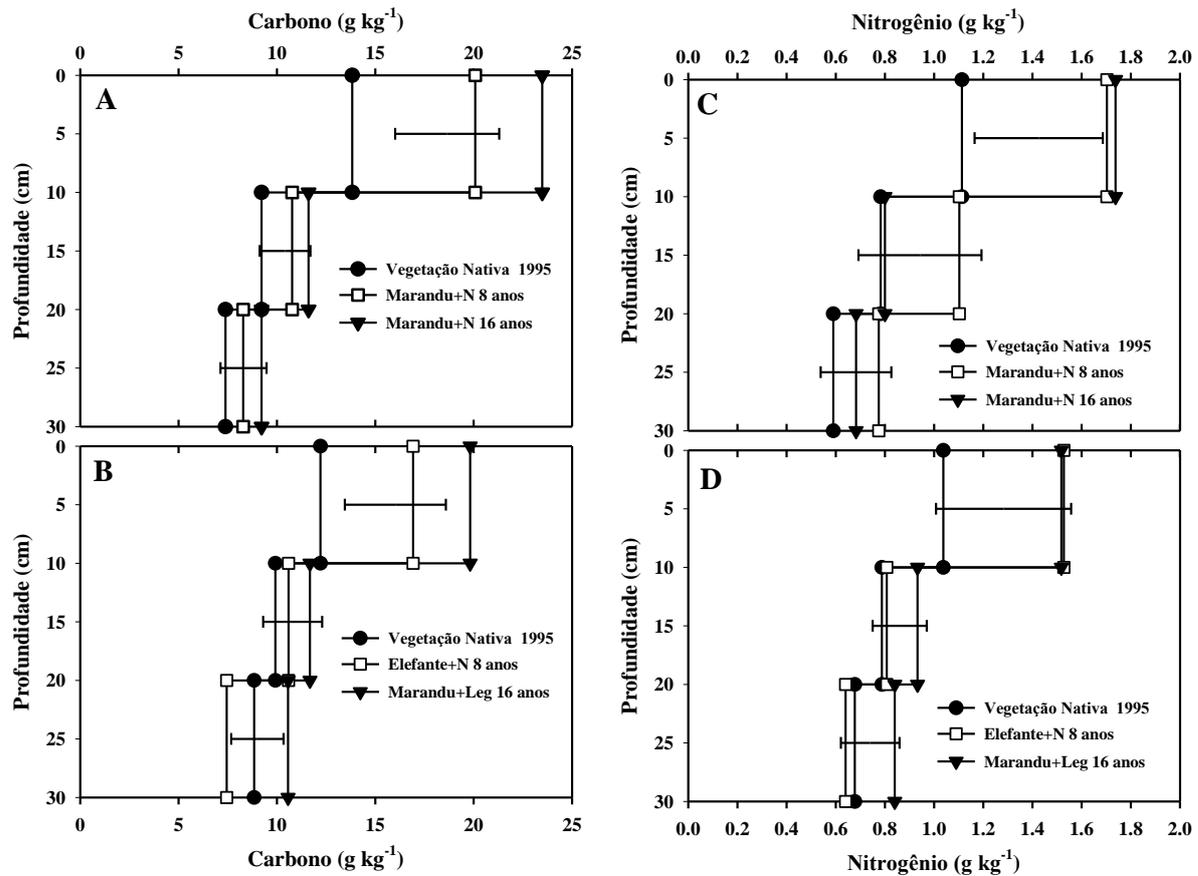


Figura 1. Concentração de carbono (C) e nitrogênio (N) em três intervalos de profundidade (0-10, 10-20, 20-30 cm) de um Argissolo em uma área desmatada de mata secundária em 1995 com capim Marandu adubado com $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até 2003 (Marandu + N) seguido do mesmo capim adubado com $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até 2019 (A e C) ou com capim elefante adubado com $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até 2003 (Elefante + N) seguido de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim Marandu (Marandu + Leg) sem adição de fertilizantes nitrogenados (B e D). As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher $P=0,05$).

Os resultados da densidade do solo mostraram que a compactação do solo pelos animais em pastejo foi mínima. A densidade sob a vegetação de mata nativa foi de 1,20, 1,41 e 1,42 kg dm^{-3} para os intervalos de profundidade de 0-10, 10-20 e 20-30 cm, respectivamente, e médias de 1,23, 1,43 e 1,45 kg dm^{-3} para os mesmos intervalos de profundidade, respectivamente, sob as pastagens em 2019. Com esses dados e os da concentração de C e N em cada intervalo de profundidade, foram calculados os estoques de C e N totais até a profundidade de 30 cm (Tabela 1). O estoque de C sob a pastagem Marandu + N aumentou significativamente de 38,0 Mg C ha^{-1} para 48,4 Mg C ha^{-1} em apenas 8 anos e aumentou apenas mais 3 Mg ha^{-1} após mais 16 anos. Os estoques de C do solo sob a pastagem de capim-elefante + N recebendo a mesma aplicação anual de fertilizante de N (160 kg ha^{-1}) nos primeiros 8 anos, aumentaram em uma quantidade não significativa de menos de 5 Mg C ha^{-1} . Posteriormente, após 16 anos de pastagem mista Marandu + Leg sem fertilizante de N, os estoques de C foram estimados para aumentar em mais 9 Mg ha^{-1} para um total de 52,5 Mg C ha^{-1} , significativamente maior do que os estoques sob vegetação nativa original. Os estoques de N até 30 cm de profundidade apresentaram um padrão de mudança semelhante. Sob a pastagem Marandu + N, em apenas 8 anos os estoques de N aumentaram significativamente de 3,1 para 4,4 Mg N ha^{-1} , mas mostraram uma tendência de queda nos próximos 16 anos para 3,8 Mg N ha^{-1} . Em contraste, o

estoque de N sob a pastagem de capim Elefante + N mostrou uma tendência de aumento para 3,7 Mg N ha⁻¹ ao longo do período de 8 anos, mas continuou a aumentar para 4,1 Mg N ha⁻¹ após os 16 anos de cultivo consorciado de capim Marandu com Amendoim forrageiro.

Tabela 1. Estoques de carbono e nitrogênio do solo (Mg ha⁻¹) a uma profundidade equivalente a 30 cm sob a vegetação nativa (VN) após 8 e 16 anos de capim Marandu contínuo em monocultivo com adubação nitrogenada (A) ou 8 anos de capim elefante (*Pennisetum purpureum*) em monocultivo seguido de 16 anos de pastagem consorciada de amendoim forrageiro (*Arachis pintoi*) e capim Marandu (*Brachiaria brizantha* cv Marandu) (B).

Ano	Estoque de Carbono 0-30 cm (Mg C ha ⁻¹)		Estoque de Nitrogênio 0-30 cm (Mg N ha ⁻¹)	
	(A)	(B)	(A)	(B)
	VN – Marandu+N – Marandu+N	VN –Elefante+N – Marandu+Leg	VN – Marandu+N – Marandu+N	VN –Elefante+N – Marandu+Leg
1995	38,00 b	38,89 b	3,13 b	3,12 b
2003	48,37 a	43,29 ab	4,36 a	3,71 ab
2019	51,81 a	52,45 a	3,84 ab	4,11 a
CV (%)	11,9	9,7	15,8	14,6

^a As monoculturas de capim-elefante e capim-Marandu foram adubadas anualmente com 160 kg N ha⁻¹ nos primeiros 8 anos do experimento e posteriormente 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ nos 16 anos restantes. Letras minúsculas, na linha, não diferem na estatística entre si.

O impacto das diferentes pastagens no C do solo ficou evidente a partir dos resultados das avaliações de abundância natural de ¹³C (Figura 2). Após apenas 8 anos de pastagem Marandu+N houve aumentos (valores menos negativos) na abundância natural de ¹³C para o C do solo nos três intervalos de profundidade, respectivamente, significativos em P < 0,001, P < 0,01 e P < 0,05 para o 0-10, 10-20 e 20-30 cm de profundidade, mostrando grandes contribuições de C derivado da pastagem C₄ (Figura 2A). Esses aumentos significativos na abundância de ¹³C em todas as profundidades continuaram pelos próximos 16 anos da pastagem Marandu + N.

Sob a monocultura de capim-elefante + N de 1995 a 2003, houve aumentos significativos na abundância de ¹³C para os intervalos de profundidade de 0-10 e 10-20 cm, mas nenhuma mudança significativa (P = 0,86) na abundância de ¹³C do C no 20 -30 cm de profundidade, indicando que houve pouca deposição de raiz de capim-elefante C nesta profundidade (Figura 2B). A mudança subsequente neste tratamento da abundância de ¹³C a 20-30 cm de profundidade sob a pastagem Marandu + Leg amostrada em 2019 foi altamente significativa (P < 0,01), indicando a presença abundante de raízes do capim Marandu nessa profundidade.

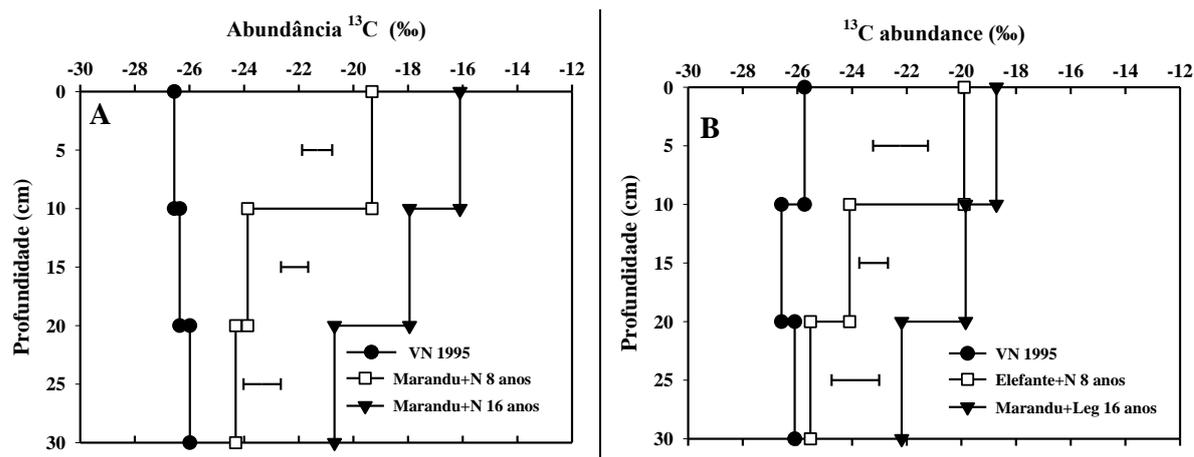


Figura 2. ^{13}C abundância natural de carbono do solo em três intervalos de profundidade (0-10, 10-20, 20-30 cm) de um Argissolo em uma área desmatada de floresta secundária em 1995 com (A) capim Marandu adubado com $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até 2003 seguido do mesmo capim adubado com $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até 2019 ou com (B) capim-elefante adubado com $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ até 2003 seguido de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim Marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher $P=0,05$).

Utilizando os estoques totais de C e sua abundância de ^{13}C em cada intervalo de profundidade foi possível calcular os estoques de carbono C_3 e C_4 presentes no solo. Em 2003, todo o $\text{C}_3\text{-C}$ foi derivado da vegetação original da floresta nativa (Figura 3A), mas em 2019 na área plantada com a pastagem Marandu + amendoim forrageiro, parte do $\text{C}_3\text{-C}$ foi derivado do amendoim forrageiro (Figura 3B). Como a amostragem de solo em 1995 antes da instalação do experimento não incluiu intervalos de profundidade de 0-5 e 5-10 cm separadamente, o gráfico de barras mostra os estoques de C para esses dois intervalos de profundidade em kg m^{-2} como metade do registrado em o intervalo de 0-10 cm (Figura 3). No entanto, os resultados apresentados mostram que houve uma perda de solo $\text{C}_3\text{-C}$ da monocultura Marandu+N neste intervalo de profundidade durante os primeiros oito anos do experimento diminuindo de uma média de $1,60 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para $1,07 \text{ Mg C ha}^{-1}$ sob o monocultivo de Marandu+N e diminuindo ainda mais para $0,67 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em 2019. Até 2003 o estoque de $\text{C}_3\text{-C}$ sob o capim-elefante+N no intervalo de profundidade 0-10 diminuiu para $1,06 \text{ Mg C ha}^{-1}$, e posteriormente após 16 anos de pastagem Marandu+amendoim forrageiro estabilizou-se em $1,08 \text{ Mg C ha}^{-1}$. A razão pela qual o estoque de $\text{C}_3\text{-C}$ neste intervalo de profundidade não diminuiu entre 2003 e 2019 é quase certamente devido à presença de resíduos de forragem da pastagem Marandu+amendoim forrageiro composta tanto por capim C_4 quanto por leguminosa C_3 .

Mais abaixo no perfil (10-20 e 20-30 cm de profundidade), o $\text{C}_3\text{-C}$ derivado dos resíduos da vegetação nativa não apresentou diminuição significativa durante os primeiros 8 anos (Figura 3). Nos 16 anos subsequentes da monocultura de capim (tratamento Marandu+N), houve uma grande diminuição ($P < 0,01$) em $\text{C}_3\text{-C}$ na profundidade de 10-20 cm de $1,40 \text{ Mg C ha}^{-1}$ sob a vegetação nativa em 1995 para $0,60 \text{ Mg C ha}^{-1}$ em 2019 e uma diminuição menor no intervalo de profundidade de 20-30 cm de $0,94 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para $0,70 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ($P < 0,05$) no mesmo período. A diminuição ($P < 0,05$) em $\text{C}_3\text{-C}$ no intervalo de 10-20 cm de profundidade foi menor sob a pastagem consorciada Marandu+amendoim forrageiro. No entanto, não houve diminuição significativa de $\text{C}_3\text{-C}$ no intervalo de 20-30 cm de profundidade. Essa menor queda nos estoques de $\text{C}_3\text{-C}$ sob a pastagem mista Marandu+amendoim forrageiro novamente pode ser atribuído à presença de carbono C_3 na leguminosa forrageira nesta pastagem mista.

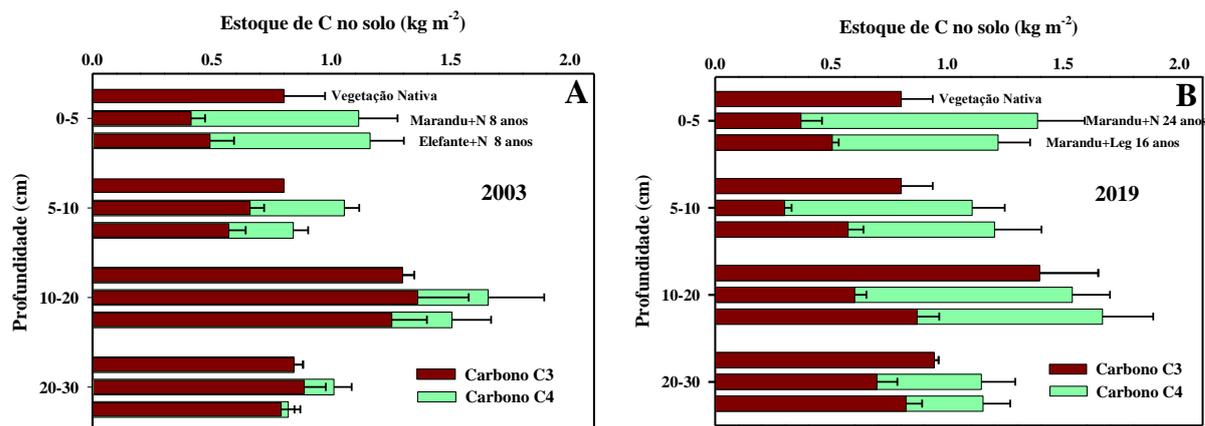


Figura 3. Estoques (kg C m^{-2}) de carbono derivados da vegetação C₃ e C₄ antes do plantio (1995) das pastagens e (A) após 8 anos de capim-maranda ou capim-elefante adubado com $160 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, ou (B) 24 anos de capim-marandu adubado com $120 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ou oito anos de pastagem de capim-elefante adubado com N, seguidos de 16 anos de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim-marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam o erro padrão das médias.

Em 2019, amostras de solo foram coletadas e estimativas da densidade do solo foram feitas ao longo do perfil sob ambas as pastagens até 100 cm de profundidade. As concentrações de N e C no solo dos dois tratamentos (capim-elefante+N seguido de Marandu+Leg) e Marandu+N não foram significativamente diferentes em nenhum intervalo de profundidade, exceto de 30 a 40 cm (Figura 4A e 4B). Neste intervalo de profundidade houve pouca variação entre as amostras repetidas, mas houve significativamente mais C e N na monocultura contínua de capim-Marandu adubado com N (Marandu+N) do que na sequência de pastagem de capim-elefante+N seguida pelo consórcio de Marandu+amendoim forrageiro. Houve forte tendência (significativa apenas no intervalo de 5-10 cm de profundidade a $P < 0,05$) da abundância de ¹³C do solo até 40 cm de profundidade ser maior (menos negativa) sob a sequência capim-elefante+N - Marandu+amendoim forrageiro do que sob a monocultura Marandu+N, novamente revelando uma entrada de resíduos forrageiros de leguminosas C₃-C das pastagens mistas (Figura 5). Os estoques totais de C e N a 100 cm de profundidade sob essas pastagens foram calculados com base na hipótese acima de que não houve diferença na densidade do solo de 30 a 100 cm de profundidade entre o C sob a vegetação nativa em 1995 e 2019. O total estoques de C a 100 cm de profundidade sob os dois tratamentos não foram significativamente diferentes ($P=0,53$) em $97,4$ e $102,0 \text{ Mg C ha}^{-1}$ para o monocultivo de capim Marandu (Marandu+N) e a sequência capim-elefante+N - Marandu+Leg, respectivamente. Os estoques de N total a esta profundidade também foram muito semelhantes em $7,56$ e $7,59 \text{ Mg N ha}^{-1}$ para os dois tratamentos, respectivamente.

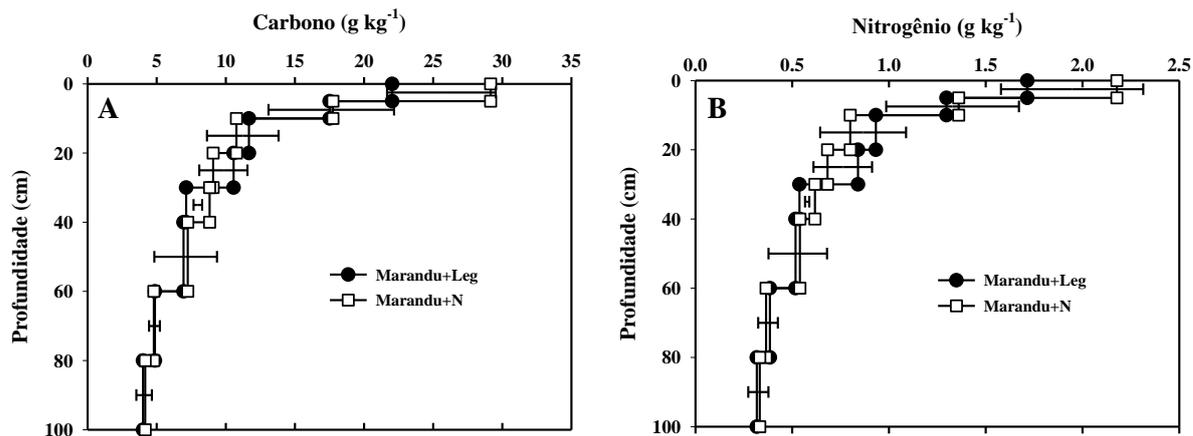


Figura 4. Concentração de carbono (A) e nitrogênio (B) no solo em intervalos de oito profundidades a 100 cm no solo após 24 anos de monocultivo de Marandu N-adubado ou uma sequência de 8 anos de N-adubado capim-elefante seguido por 16 anos de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim-marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher P=0,05).

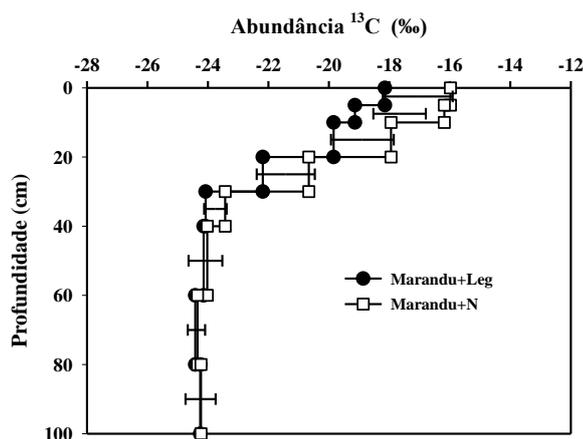


Figura 5. Abundância isotópica de ¹³C no solo em intervalos de oito profundidades a 100 cm no solo após 24 anos de monocultivo de Marandu N-adubado ou uma sequência de 8 anos de N-adubado capim-elefante seguido por 16 anos de pastagem mista de amendoim forrageiro e capim-marandu sem adição de fertilizantes nitrogenados. Os valores são médias de quatro réplicas. As barras de erro representam a diferença menos significativa (Fisher P=0,05).

3.6 DISCUSSÃO

3.6.1 Acúmulo de C no solo sob as monoculturas de gramíneas

Nos primeiros oito anos após o estabelecimento da pastagem, de 1995 a 2003, houve um rápido acúmulo de C no solo, principalmente sob a pastagem Marandu+N. A taxa média de acúmulo de C no solo até 30 cm de profundidade foi de 1,30 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para o monocultivo Marandu+N e a taxa diminuiu 83 % para 0,22 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ para os 16 anos subsequentes. anos (Tabela 1). Em um experimento conduzido no mesmo local do presente estudo, o aumento de C no solo até a profundidade de 30 cm foi de 0,67 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ em um período de 9 anos (TARRÉ et al., 2001). Parece não haver outros experimentos de longo prazo realizados no bioma Mata Atlântica, onde a vegetação nativa foi substituída por pastagem. Resultados de experimentos de prazo relativamente curto (<8 anos) mostrando taxas muito altas de acúmulo de C no solo sob pastagens plantadas substituindo a vegetação nativa foram relatados anteriormente nas savanas orientais (Llanos orientales) da Colômbia (FISHER et al., 1994).

Existem muitos estudos no bioma Amazônia sobre a mudança nos estoques de C do solo quando a floresta é substituída por *Urochloa* spp. pastagens (por exemplo, CHONÉ et al., 1991; FEIGL et al., 1995; MORAES et al., 1996; KOUTIKA et al., 1997) e a maioria indica que os estoques de C no solo aumentam com o tempo, mas todos os estudos foram baseados em cronologia sequências, referidas como estudos “sincrônicos” por Costa Junior et al. (2013). Este último estudo mostrou que as estimativas de mudanças de C do solo quando o cultivo com arado foi substituído por plantio direto usando parcelas experimentais de longo prazo (abordagem diacrônica) foram consideravelmente menores do que quando a abordagem sincrônica foi aplicada. Embora não haja uma razão a priori para que a abordagem sincrônica deva superestimar os aumentos no C do solo, a variação espacial na textura do solo, o histórico de uso da terra e, no caso da região do Cerrado, o teor de carvão vegetal (JANTALIA et al., 2007; SANT’ANNA et al., 2017), podem ser grandes fontes de erro para a abordagem sincrônica.

Um outro estudo realizado no sítio da ESSUL quando a vegetação nativa foi substituída por pastagens de duas cultivares diferentes de *Urochloa brizantha*, indicou que os estoques de C do solo para 30 cm aumentaram entre 0,74 e 1,08 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ ao longo de 16 anos (SANTOS et al., 2019). No entanto, os resultados foram baseados na abordagem sincrônica, pois o solo sob a vegetação nativa não foi amostrado no início do experimento, mas retirado de uma área de referência vizinha.

No presente estudo, assim como nos anteriores realizados nesta estação de campo (TARRÉ et al., 2001; SANTOS et al., 2019), os dados de abundância de ¹³C no solo mostraram que o C derivado das gramíneas C₄ foi depositado a uma profundidade de 30 cm. Nestes dois estudos anteriores, os dados de abundância de ¹³C também mostraram que abaixo desses 30 cm havia contribuições menores de C₄-C derivado de *U. brizantha*. Isso contrasta com estudos realizados na região do Cerrado em Latossolos, onde os estoques de C₄-C foram maiores do que sob a vegetação nativa em todos os intervalos de profundidade até 100 cm (ROSCOE et al., 2001; BRAZ et al., 2013; SANT’ANNA et al., 2017). Essa diferença foi atribuída ao clima. No sul da Bahia há chuvas o ano todo, mas na região do Cerrado há uma estação seca severa de 4 a 6 meses e as raízes das gramíneas penetram em profundidades maiores para acessar a água. No entanto, outra razão pela qual as raízes de gramíneas não penetraram a profundidades superiores a 30 cm no sítio de Itabela pode ser que o solo aumenta o teor de argila ao longo do perfil (SANTOS et al., 2019) e é sujeito à compactação e resistência à penetração das raízes.

O fato de os estoques de C do solo terem aumentado muito rapidamente nos primeiros 8 anos da monocultura Marandu+N e a uma taxa muito reduzida nos 16 anos seguintes sugere que o C do solo neste tratamento em 2019 havia se aproximado de um limite de estado

estacionário. Amostragens mais frequentes teriam permitido elucidar esse padrão de acúmulo de C no solo. Com base no mecanismo descrito por Chenu et al. (2019) e muitos outros e abundantemente ilustrados nos resultados de experimentos de longo prazo regularmente amostrados (JENKINSON; RAYNER, 1977; JOHNSTON et al., 2012), todas as mudanças no manejo de culturas/pastagens/solo resultarão em mudanças nos estoques de C do solo, mas se o mesmo manejo persistir, as mudanças anuais no acúmulo ou perda de C no solo diminuirão com o tempo até que um novo estado estacionário seja alcançado. Neste ambiente tropical úmido, em apenas 8 anos, quase 75% do aumento de C do solo em direção ao limite final do estado estacionário foi alcançado.

A pastagem de capim-elefante+N acumulou menos de 5 Mg C ha⁻¹ durante o período inicial de 8 anos, e os dados de abundância de ¹³C sugeriram que a maioria das raízes dessa gramínea estava restrita aos intervalos de 0-20 cm de profundidade (Figura 3B). A maior abundância de raízes do capim-Marandu no tratamento Marandu+N, principalmente no intervalo de 20-30 cm de profundidade, explicaria o menor acúmulo de C no solo sob o capim-elefante+N.

3.6.2 Impacto do amendoim forrageiro no acúmulo de C no solo

A pastagem de capim-elefante foi seguida pela pastagem mista de Marandu+amendoim forrageiro e nos 16 anos subsequentes o estoque de C do solo para 30 cm aumentou para aproximadamente o mesmo que sob o Marandu+N após 24 anos. Em 2002 após a colheita final da pastagem de capim-elefante o solo foi arado para preparo do solo para o plantio do Marandu+amendoim forrageiro. As operações de preparo quase certamente levaram a uma perda de C do solo, mas ao final do estudo após 16 anos de pastagem Marandu+amendoim forrageiro os estoques de C do solo até 30 cm foram semelhantes, 52,5 e 51,8 Mg C ha⁻¹ para o Marandu+amendoim forrageiro e pastagens Marandu+N, respectivamente.

O ganho de peso animal por ha para a pastagem inicial de capim-elefante+N foi um pouco superior ao da pastagem Marandu+N e nos 16 anos subsequentes a pastagem mista Marandu+amendoim forrageiro que seguiu a pastagem de capim-elefante+N também suportou ganhos de peso ou leite significativamente maiores que a monocultura Marandu+N. Nos primeiros nove anos da pastagem Marandu+amendoim forrageiro, a proporção de leguminosa na massa de forragem variou de 15 a 42 %, com média geral de 26%. O manejo de lotação continuou exatamente o mesmo até o final do estudo e a proporção de leguminosa na massa de forragem permaneceu aproximadamente a mesma.

Parece, portanto, que a leguminosa forneceu um aporte de N ao sistema de pastagem semelhante ou superior aos 120 kg N ha⁻¹ ano⁻¹ aplicados na pastagem Marandu+N. Homem et al. (2021b) trabalhando em um local mais frio no Brasil (Universidade Federal de Lavras, MG, 21°14'S, 44°58'W; 918 m acima do nível do mar) relataram que a contribuição do N fixado pelo amendoim forrageiro em uma pastagem mista (% de leguminosa na massa de forragem variou de 20,6% a 34,1%) com Marandu sob manejo semelhante foi de 109 kg N ha⁻¹ ano⁻¹. Carvalho et al. (2019) relataram aportes consideravelmente maiores de fixação biológica de nitrogênio (BNF) de amendoim forrageiro em um experimento conduzido em Piracicaba (Estado de São Paulo 22°42'S, 47°37'W, 550 m de altitude), mas este estudo foi em um povoamento puro de a leguminosa.

O aumento dos estoques de N ao longo de todo o experimento foi semelhante para os dois tratamentos a 710 e 990 kg N ha⁻¹ para o monocultivo Marandu+N e para a sequência capim-elefante+N - Marandu+amendoim forrageiro. A introdução de leguminosas fixadoras de N₂ em sistemas de plantio direto demonstrou aumentar a matéria orgânica do solo em muitos estudos (por exemplo, SISTI et al., 2004; DIEKOW et al., 2005; BODDEY et al., 2010; RODRIGUES et al., 2022). No entanto, existem poucos estudos que avaliaram o impacto da

introdução de uma leguminosa em uma pastagem tropical. O estudo de Tarré et al. (2001) na estação da ESSUL mostrou que a introdução da leguminosa *Desmodium ovalifolium* (syn. *Grona heterocarpa*, subsp. *ovalifolium*) aumentou a taxa de acumulação de C no solo (0-30 cm) de 0,34 para 0,66 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹. Os resultados de um experimento de longo prazo de 22 anos na região do Cerrado (Planaltina, Distrito Federal) não mostraram aumento significativo nos estoques de C do solo a 30 ou 100 cm de profundidade sob monocultura de gramíneas (*Andropogon gayanus* – 1991 a 1999, *Urochloa decumbens* – 2000 a 2010) ou pastagens com essas mesmas gramíneas misturadas com *Stylosanthes guianensis* (até 2006) ou feijão guandu (*Cajanus cajan*) de 2007 a 2010. A monocultura da gramínea foi adubada com N em alguns anos, mas não em outros devido à falta de financiamento (média de 9 kg N ha⁻¹ ano⁻¹). A pastagem mista de gramíneas e leguminosas apresentou apenas uma tendência (P = 0,092) de acumular mais C no solo (69,5 Mg C ha⁻¹) do que a monocultura de gramíneas (60,0 Mg C ha⁻¹), mas os tratamentos de pastagem, ao contrário do cultivo anual sob arado, mantiveram os estoques de C no solo aproximadamente em seus níveis originais.

Em contraste com os resultados aqui apresentados, revisões recentes baseadas na literatura mundial sugerem que a conversão de vegetação nativa para pastagens não estimula o acúmulo de C no solo e, em muitos casos, os estoques de C são reduzidos (CONANT et al., 2017; BAI; COTRUFO, 2022). Isso pode ocorrer porque a produtividade primária da vegetação nativa no bioma Mata Atlântica é limitada por condições de solo ácido e talvez deficiência de fósforo, e a grama tropical C₄ (geralmente *Urochloa* spp.) que substitui essa vegetação é altamente produtiva e com alta densidade de raízes e rotatividade (TRUJILLO et al., 2006; FISHER et al., 2007; AYARZA et al., 2022).

3.7 CONCLUSÕES

Quando a mata nativa secundária foi substituída por 24 anos de monocultura de *U. brizantha* fertilizada com N (Marandu+N) ou pastagem de capim-elefante fertilizado com N (capim-elefante+N) por 8 anos seguidos por 16 anos de pastagem consorciada de Marandu+amendoim forrageiro, o estoque de C do solo (0-30 cm) aumentou em 13,8 e 13,6 Mg C ha⁻¹. Até a profundidade de 100 cm, as estimativas dos estoques totais de C no solo foram de 97,4 e 102,0 Mg C ha⁻¹ para o monocultivo Marandu+N e para a sequência capim-elefante+N - Marandu+amendoim forrageiro, respectivamente. Esses resultados confirmam nossa hipótese de que a pastagem consorciada com leguminosa forrageira poderia acumular C no solo em uma taxa semelhante ou maior do que a pastagem Marandu adubada com N.

Outra conclusão importante é que, neste ambiente tropical úmido, o C do solo acumulou-se inicialmente rapidamente (~1,3 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹) durante os primeiros oito anos do estudo, mas posteriormente a taxa de C do solo a acumulação foi menor, sugerindo que um nível de estado estacionário havia se aproximado após 24 anos. Uma limitação de tempo para o “sequestro de carbono” é reconhecida por praticamente todos os cientistas do solo, mas outros que calculam os benefícios do C do solo de sistemas agrícolas geralmente usam taxas de acúmulo de C do solo de curto prazo para projetar o potencial de mitigação de GEE de longo prazo, sem levar em conta o tempo. natureza limitada desta resposta.

4. CAPÍTULO II

O SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO EM PASTAGENS FERTILIZADAS OU CONSORCIADAS COM LEGUMINOSA FORRAGEIRA É AFETADO PELAS CONDIÇÕES EDAFOCLIMÁTICAS LOCAIS

4.1 RESUMO

Devido as mudanças climáticas tem-se a necessidade de encontrar sistemas de manejo do solo que favoreçam a mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE). O uso de sistema que aumente o estoque de carbono (C) do solo, como sistemas com pastagens bem manejadas e consorciadas com leguminosa forrageira seria uma alternativa para favorecer o sequestro de carbono e mitigação da emissão de GEEs. No entanto, com o uso de um mesmo sistema pode ocorrer diferenças na resposta, no tempo, no acúmulo de C no solo quando este é implantado em regiões diferentes. Diante disso, o presente estudo teve como objetivo estudar o impacto no acúmulo do carbono e nitrogênio no solo pela implantação, no mesmo ano, de sistemas com pastagens com e sem adubação com fertilizante nitrogenado ou consorciadas com leguminosa forrageira em duas regiões sob condições edafoclimáticas diferentes. Para isso, o estudo foi instalado em duas áreas experimentais localizadas em regiões diferentes, onde foram implantados sistemas com pasto de capim Marandu com e sem fertilização nitrogenada ou consorciado com leguminosa forrageira. Também foram avaliados, nos mesmos sítios, sistemas de pastagem em monocultura ou consorciada implantados a mais tempo, e a área sob vegetação nativa do entorno. Em todas as áreas foram coletadas amostras indeformadas de terra (0-40 cm) para análise da densidade do solo, e amostras deformadas para as avaliações dos teores de carbono e nitrogênio, e abundância isotópica de ^{13}C . Com esses dados foram calculados os estoques de C e N, contribuição da vegetação (C_3 e C_4) para o estoque de carbono no solo em cada sistema. O presente estudo forneceu informações importantes sobre a resposta de diferentes sistemas de manejo sobre os estoques de carbono e nitrogênio. Não houve diferenças significativas entre os sistemas avaliados após sete anos de implantação. Estes resultados indicaram que para uma resposta entre esses diferentes sistemas necessitam de um período mais longo de implantação e monitoramento. No geral, foi observado que ainda com os mesmos sistemas implantados, no mesmo ano, em regiões sob condições edafoclimáticas e manejo anterior diferente, o acúmulo de C no solo ao longo dos anos iniciais foi diferente. Para fins de crédito de carbono e projetos de mitigação de gases de efeito estufa, não se deve levar em conta apenas o sistema de manejo que será adotado, mas também devem ser consideradas as condições edafoclimáticas locais. Pois, a implantação de um mesmo sistema em sítios com condições edafoclimáticas diferentes podem apresentar taxas de sequestro de C desiguais.

Palavras-chave: *Arachis pintoi*. Crédito de Carbono. *Desmodium ovalifolium*. Estoque de Carbono. MOS.

4.2 ABSTRACT

Due to climate change, there is a need to find soil management systems that favor the mitigation of greenhouse gas (GHG) emissions. The use of a system that increases the stock of carbon (C) in the soil, such as systems with well-managed pastures intercropped with forage legumes, would be an alternative to carbon sequestration and mitigation of GHG emissions. However, with the use of the same system, differences in response, time, and C sequestration may occur when implanted in different regions. In view of this, the present study aimed to study the impact on the accumulation of carbon and nitrogen in the soil by the implantation, in the same year, of systems with pastures with and without fertilization with nitrogen fertilizer or mixed with forage legumes in two regions under different edaphoclimatic conditions. For this, the study was installed in two experimental areas located in different regions (Lavras-MG and Itabela-BA), where systems were implemented with Marandu grass pasture with and without nitrogen fertilization or intercropped with forage legumes. Older systems already in place and the area under surrounding native vegetation were also evaluated at the same sites. In all areas, undisturbed soil samples (0-40cm) were collected for soil density analysis, and deformed samples for carbon and nitrogen concentration assessments, and ^{13}C isotopic abundance. With these data, the stocks of C and N, contribution of the vegetation (C_3 and C_4) to the stock of carbon in the soil in each system were calculated. The present study provided important information about the response of different management systems on carbon and nitrogen stocks. There were no significant differences between the systems evaluated after seven years of adoption. These results indicated that for a response between these different systems, a longer period of implantation is needed. In general, it was observed that even with the same systems implemented, in the same year, in regions with different edaphoclimatic conditions and previous management, the sequestration of C over the initial years because of these adopted systems was different. For carbon credit purposes and greenhouse gas mitigation projects, one should not only consider the management system that will be adopted, but also the local edaphoclimatic conditions. Therefore, the implementation of the same system in sites with different edaphoclimatic conditions may present unequal C sequestration rates.

Key words: *Arachis pintoi*. Carbon Credits. *Desmodium ovalifolium*. Carbon Stock. SOC.

4.3 INTRODUÇÃO

O sequestro de carbono no solo tem sido considerado uma possível solução para mitigar as mudanças climáticas e capturar o CO₂ atmosférico, o convertendo em COS (carbono orgânico do solo), que fica protegido e pode apresentar longa duração no sistema (MINASNY et al., 2017). No entanto, as práticas de manejo do solo utilizadas na produção agropecuária podem provocar mudanças nos estoques de carbono do solo ocasionando assim, impacto no ciclo global do carbono e consequentemente nas mudanças climáticas, em decorrência do aumento ou redução na emissão de CO₂ provocado pelo manejo adotado (RAMESH et al., 2019).

As áreas com pastagens têm despertado interesse para o sequestro de C e mitigação das mudanças climáticas devido à sua extensão geográfica, que compreende uma grande área de superfície terrestre mundial (LAL et al., 2015; ABDALLA et al., 2018) e do Brasil com aproximadamente 158 Mha (IBGE, 2017). A maior proporção das áreas de pastagens é de baixa produtividade e recebem apenas pequenas adições de fertilizantes, quando ocorrem. Portanto, o manejo adequado do solo, a intensidade de pastejo, a composição das espécies e a disponibilidade de nutrientes nessas áreas são aspectos decisivos para a conservação do solo e preservação dos estoques de carbono (CONANT et al., 2017; WINCK et al., 2019).

A fertilização do solo é uma estratégia importante para elevação do C do solo, pois a estabilização e distribuição do C oriundo dos resíduos de uma cultura variam com os níveis de fertilidade do solo e níveis de entrada de resíduos. Portanto, o fornecimento de nutrientes, promove o maior acúmulo de C devido a relação entre a disponibilidade de nutrientes associado com a produção de biomassa e com a dinâmica/decomposição dos resíduos (XU et al., 2020).

O fornecimento do nitrogênio, por exemplo, promove aumentos na produtividade de pastagens e na quantidade dos resíduos vegetais depositados ao solo. Portanto, maiores quantidades de resíduos, advindos da parte aérea e principalmente de raízes podem proporcionar aumentos de carbono no solo (PEOPLES et al., 2019). No entanto, o uso de adubação nitrogenada promove emissões de gases de efeito estufa devido à fabricação, transporte e uso de fertilizantes nitrogenados sintéticos nos sistemas, principalmente por meio da liberação de CO₂ fóssil existente nos processos da sua fabricação (MENEGAT, et al., 2022). Com isso, para a mitigação de gases de efeito estufa se faz necessário aumentar os estoques de carbono no solo, mas ao mesmo tempo limitar a utilização de fertilizantes nitrogenados sintéticos nas áreas de pastagens.

Uma alternativa para isso seria adoção de sistemas que visam integrar leguminosas com sistemas eficientes em fixação biológica de N₂ (FBN) que poderia ser uma estratégia para redução na emissão de gases causadores do efeito estufa por meio da redução da utilização de fertilizantes nitrogenados (TERRA et al., 2019). Devido a vantagem de adicionar carbono no solo sem o uso de fertilizantes nitrogenados, o sistema com consórcio com leguminosa forrageira está atraindo atenção para o desenvolvimento de áreas com pastagens em comparação com outros sistemas de produção agropecuários (PEOPLES et al., 2019), visando a mitigação de gases de efeito estufa e crédito de carbono.

Entretanto, abordagens regionais são necessárias para estimar a capacidade de armazenamento e sequestro de C no solo de acordo com condições climáticas específicas e características de manejo/vegetação/uso da terra (WIESMEIER et al., 2019). Podem ocorrer diferenças de resposta, no tempo, entre os mesmos sistemas implantados em regiões com condições edafoclimáticas diferentes. O uso/manejo da área antes da implantação dos diferentes sistemas também terá um impacto na dinâmica dos estoques de C no solo. Portanto, o comportamento de um mesmo sistema estabelecido em sítios diferentes será diferente, o que afetará as quantidades de C sequestradas ao longo do tempo e a mitigação de GEE entre propriedades localizadas em diferentes regiões.

Diante disso, o presente estudo teve como objetivo estudar o impacto sob os estoques do carbono e nitrogênio no solo devido a implantação, no mesmo ano, de sistemas com pastagens com e sem adubação nitrogenada ou consorciadas com leguminosa forrageira em duas regiões sob condições edafoclimáticas distintas.

4.4 MATERIAL E MÉTODOS

4.4.1 Localização e caracterização das áreas experimentais

O estudo foi realizado em duas áreas experimentais. A primeira é localizada na Fazenda Experimental da Universidade Federal de Lavras - UFLA, Lavras, Minas Gerais, Brasil (21°14'S, 44°58'W, 918 m de altitude). Esta região situa-se em uma transição entre o bioma Cerrado e Mata Atlântica (Figura 6), possui clima subtropical úmido mesotérmico com invernos secos e período chuvoso se concentrando no verão (classificação climática Köppen-Geiger: Cwa). A temperatura média anual é de 20,2 °C e pluviosidade média anual de 1237 mm (Figura 7). O solo da área é classificado como Latossolo Vermelho Distrófico (SANTOS et al., 2018), de textura argilosa ao longo do perfil: 563 g de argila kg⁻¹ de solo (0-20 cm) e 562 g de argila kg⁻¹ de solo (20-40 cm) (Tabela 2).

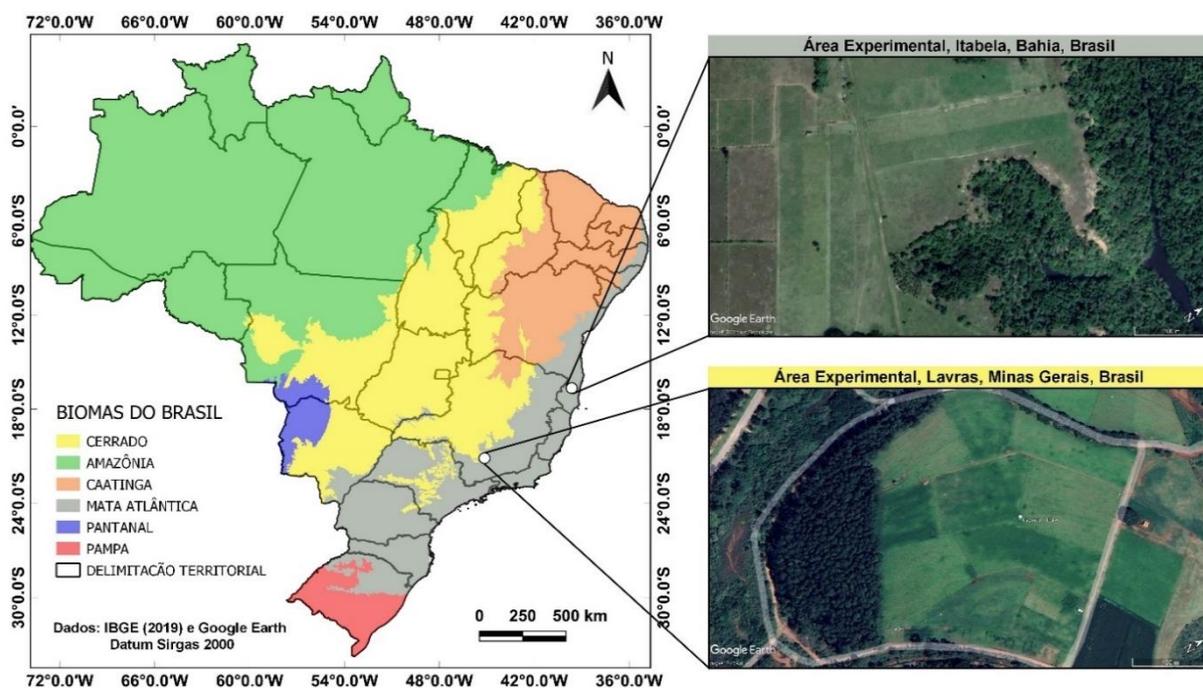


Figura 6. Mapa de distribuição dos biomas presentes no Brasil, localização e visão aérea das áreas experimentais implantadas em 2015. Fonte: IBGE (2019) e Google Earth (2023).

A outra área experimental se encontra na Estação Experimental de Zootecnia do Extremo Sul - ESSUL, pertencente a Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira - CEPLAC, localizada no município de Itabela – BA (16° 39'S; 39° 30'W, 92 m de altitude). A área está sob domínio do bioma Mata Atlântica (Figura 6) e o clima local é uma transição entre os tipos Af (clima tropical úmido) e Am (clima de monção), segundo a classificação de Köppen, com precipitação média anual de 1300 mm e temperatura média anual de 25°C, sem estação seca definida (Figura 7). O solo da área pertence aos Tabuleiros Costeiros sendo classificado como Argissolo Amarelo Distrocoeso (SANTOS et al., 2018), ácido, de baixa fertilidade natural e textura franco arenosa. A textura do solo é arenosa na superfície com teor de argila aumentando ao longo do perfil de 160 (0-20 cm) para 250 g de argila kg⁻¹ de solo (20-30 cm) (Tabela 3).

Tabela 2. Caracterização química e textura do solo das áreas experimentais de Lavras-MG.

Sistema	Argila g kg ⁻¹	pH H ₂ O	K	P	Ca	Mg	H+Al	Al	CTC	V
			... mg dm ⁻³ cmolc dm ⁻³			%	
0-10 cm										
VN	563,3	4,56	52,39	3,04	1,07	0,52	9,43	1,03	11,17	15,84
PAST	563,3	5,64	91,57	5,97	2,81	1,02	2,94	0,03	7,01	57,90
PAST+N	573,3	5,63	72,56	4,19	2,91	1,26	4,18	0,05	8,55	52,74
PAST+AF	553,3	5,61	60,99	5,70	2,71	0,84	3,13	0,03	6,85	53,89
PAST+AF15	563,3	5,55	148,76	3,83	3,83	0,98	4,10	0,02	9,31	55,85
PAST+N20	563,3	5,70	70,10	2,14	3,85	1,16	3,76	0,07	8,97	58,14
10-20 cm										
VN	561,8	4,54	33,35	1,92	0,54	0,27	9,71	1,31	10,62	8,64
PAST	562,2	5,58	63,48	3,53	2,57	0,85	3,35	0,02	6,95	51,68
PAST+N	560,0	5,56	56,88	3,08	2,43	0,95	3,54	0,09	7,08	50,70
PAST+AP	563,3	5,62	37,54	3,36	2,46	0,72	2,68	0,04	5,96	55,30
PAST+AP15	561,8	5,42	72,57	1,51	2,42	0,65	3,35	0,04	6,62	50,03
PAST+N20	561,8	5,77	37,09	1,11	3,10	0,65	3,61	0,01	7,46	51,70

K – Potássio; P – Fósforo; Ca- Cálcio; Mg – Magnésio; H-Al – Acidez potencial; Al – Alumínio; CTC- Capacidade de Troca de Cátions e V – Saturação por Bases.

Tabela 3. Caracterização química e textura do solo das áreas experimentais de Itabela-BA.

Sistema	Argila g kg ⁻¹	pH H ₂ O	K	P	Ca	Mg	H+Al	Al	CTC	V
			... mg dm ⁻³ cmolc dm ⁻³			%	
0-10 cm										
VN	94,3	4,83	33,66	3,83	2,14	0,73	4,42	0,20	7,41	40,87
PAST	164,5	5,55	64,79	5,72	2,37	1,16	2,75	0,11	6,47	57,20
PAST+N	164,5	5,41	38,71	4,85	2,35	1,10	2,80	0,10	6,37	56,26
PAST+DO	164,5	5,40	39,81	5,18	2,09	1,03	3,17	0,11	6,41	50,23
PAST+DO33	159,7	5,28	92,15	3,55	2,07	1,44	2,79	0,13	6,55	56,90
PAST+DO38	145,0	5,22	59,55	3,78	2,26	1,08	2,95	0,11	6,48	55,13
10-20 cm										
VN	130	5,52	23,38	2,48	1,29	0,43	4,13	0,41	5,93	30,83
PAST	228,8	5,85	48,09	2,51	2,17	0,77	2,76	0,13	5,84	52,47
PAST+N	228,8	5,38	26,02	3,94	1,91	0,67	2,84	0,17	5,50	48,67
PAST+DO	228,8	5,35	26,80	3,91	1,83	0,67	2,79	0,15	5,37	48,61
PAST+DO33	195,5	5,29	90,52	2,86	1,79	0,96	3,07	0,17	6,07	49,68
PAST+DO38	204,0	5,21	43,61	3,17	2,31	0,85	3,14	0,14	6,44	51,44

K – Potássio; P – Fósforo; Ca- Cálcio; Mg – Magnésio; H-Al – Acidez potencial; Al – Alumínio; CTC- Capacidade de Troca de Cátions e V – Saturação por Bases.

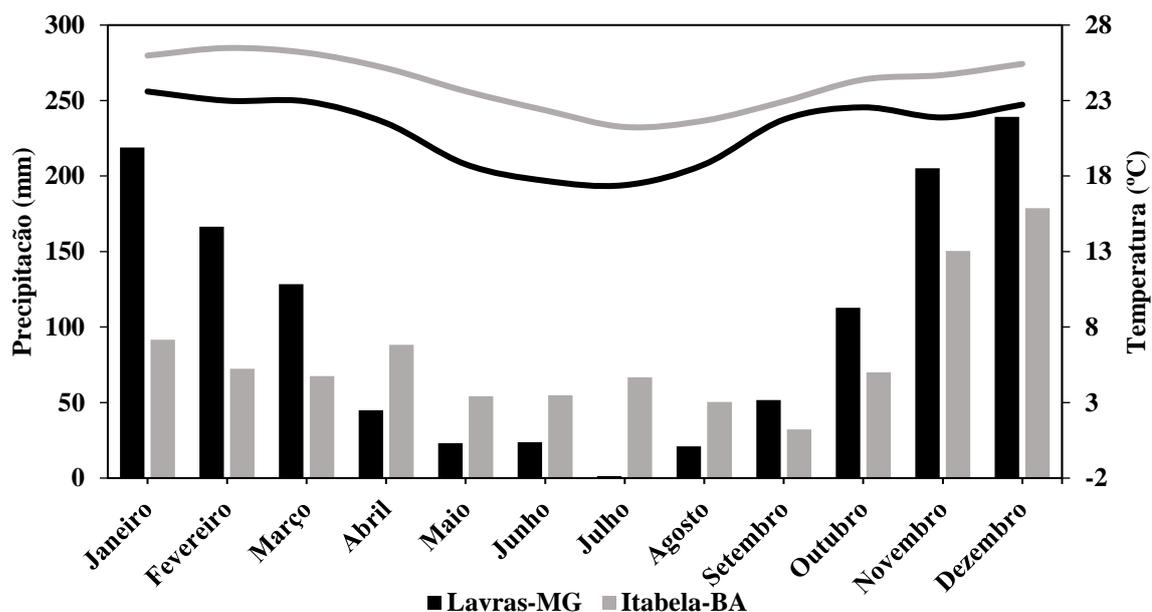


Figura 7. Precipitação total e temperatura média mensais entre os anos de 2015 e 2022 em Lavras-MG e Itabela-BA. Fonte: INMET (2023).

4.4.2 Estabelecimento dos tratamentos

a) Lavras-MG

Toda a área experimental (12 ha), destinada aos sistemas pastagem em monocultura (PAST), monocultura com aplicação de fertilizante nitrogenado (PAST+N) e consorciada com amendoim forrageiro (*Arachis pintoi* Krapov. & W.C. Greg.) (PAST+AP), teve início da sua implantação em janeiro de 2014, em uma área que era usada como lavoura para o cultivo de milho (*Zea mays* L.) (LM) há 29 anos, desde o ano de 1985. Os dados referentes ao estado do solo antes da implantação dos sistemas são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Dados referentes ao solo (0-40 cm) antes da implantação dos sistemas com pastagem em 2014.

Carbono (g kg ⁻¹)	Nitrogênio (g kg ⁻¹)	¹³ C (‰)	Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹)	Estoque de Nitrogênio (Mg ha ⁻¹)
18,04	1,07	-18,38	80,11	4,76

Para a implantação do experimento, a área foi semeada com capim Marandu (*Brachiaria brizantha* Stapf. A. Rich. [Syn. *Urochloa brizantha*] cv. Marandu), realizada a calagem (2.500 kg ha⁻¹ de calcário dolomítico) 60 dias antes da semeadura do pasto e aplicado 52 kg P₂O₅ ha⁻¹ (superfosfato simples) e 41,5 kg K₂O ha⁻¹ (cloreto de potássio) durante a semeadura do pasto. Toda a área experimental foi dividida em quatro piquetes de três hectares cada (blocos), levando-se em consideração a topografia da área e manejo em lotação rotativa até dezembro de 2015.

Em dezembro de 2015, os blocos foram divididos em três piquetes onde os tipos de pastagem foram alocadas aleatoriamente. O tamanho de cada piquete (unidade experimental) foi ajustado com base em estudos anteriores na área utilizando esses tipos de pastagens. Os tamanhos dos piquetes PAST+N e PAST (0,7 e 1,3 ha, respectivamente) foram determinados pela taxa de lotação obtida no estudo de Pereira et al. (2015) com pastagens em monocultura

de capim Marandu com 150 kg ha⁻¹ de aplicação de N ou sem aplicação de fertilizante. No tratamento PAST+AP o tamanho do piquete (1,0 ha) foi determinado pela lotação obtida no estudo de Gomes et al. (2018). Em cada unidade experimental foi adicionado em média 3,0 unidades animais (UA) por piquete durante o período chuvoso (AU: considerou-se unidade animal um bovino com 500 kg). Os animais nos piquetes (pelo menos dois animais) permaneceram o máximo de tempo possível durante a estação seca e todos foram removidos ao mesmo tempo.

Os piquetes PAST+AP foram semeados com amendoim forrageiro em dezembro de 2015 em uma pastagem previamente estabelecida de capim Marandu. Antes da semeadura do amendoim forrageiro, a altura do capim Marandu foi reduzida para cerca de 10 cm por corte mecânico. A taxa de semeadura foi de 10 kg ha⁻¹ de sementes vivas puras de amendoim forrageiro plantado em semeadora de plantio direto com quatro linhas. Após a semeadura, os piquetes com amendoim forrageiro foram excluídos do pastejo durante 75 dias para o estabelecimento da leguminosa.

A lotação contínua com taxa de lotação variável foi usada para atingir uma altura de dossel alvo de 15 cm durante o inverno e 20 a 25 cm durante o restante do ano. Quando necessário, outros animais foram usados para manter a altura desejada, com a taxa de lotação sendo ajustada quando necessário.

Anualmente, na primavera (entre novembro e dezembro), todos os piquetes receberam aplicação de fertilizantes com superfosfato simples e cloreto de potássio correspondendo a 22 kg P ha⁻¹ e 41 kg K ha⁻¹, respectivamente. E no tratamento PAST+N, a aplicação do fertilizante N foi dividida em três aplicações por ano (50 kg N ha⁻¹ cada em novembro, janeiro e março), todas com uso de ureia.

Além dos sistemas citados anteriormente, também foram avaliados sistemas mais antigos, um com pastagem de capim Marandu consorciada com amendoim forrageiro, com 15 anos de implantação (PAST+AP15) e área de pastagem de capim Marandu em monocultura adubada com fertilizante nitrogenado, com 20 anos de implantação (PAST+N20) (Tabela 5) referem-se a área vizinhas a área experimental, onde no momento da avaliação apresentava 15 anos de sistema com capim Marandu consorciado com amendoim forrageiro (PAST+AP15) e o outro 20 anos de implantado com capim Marandu em monocultura sendo adubado anualmente com uma dose variando de 50 a 150 kg N ha⁻¹ ano com fertilizante nitrogenado (PAST+N20).

b) Itabela-BA

A área utilizada para o experimento com os sistemas em monocultura sem adubação (PAST), monocultura com adubação nitrogenada (PAST+N) e consorciado sem adubação nitrogenada (PAST+DO) (Tabela 3) foi originalmente desmatada aproximadamente 37 anos antes da implantação dos sistemas no ano de 2014. Para implantação o solo foi arado, corrigida a acidez, gradeado e adicionados fertilizantes a base de P e K para o estabelecimento pastagem de capim Marandu. A adubação de manutenção consistiu na aplicação anual de 42,5 kg ha⁻¹ de K na forma de cloreto de potássio e 17,5 kg ha⁻¹ de P na forma de superfosfato simples e no sistema com adubação nitrogenada (PAST+N) aplicação da dose de 150 kg N ha⁻¹ ano⁻¹, via ureia. A leguminosa *Desmodium ovalifolium* (*Grona heterocarpa* (L.) H. Ohashi & K. Ohashi subsp. *ovalifolia* (Prain) H. Ohashi & K. Ohashi; [Syn. *Desmodium ovalifolium* (Prain) Wall. ex Merr.]) foi introduzida via fezes excretadas por animais transferidos de outras áreas da estação que possuíam essa leguminosa no pasto.

O experimento principal de pastejo consistiu em três tratamentos de pastagem com três repetições em um delineamento de blocos ao acaso. Cada sistema de pastagem (parcela) foi dividido em cinco piquetes de 1960 m² para o tratamento controle e cinco piquetes de 1560 m² para as pastagens adubadas e consórcio. O sistema de pastejo foi rotativo, com sete dias de

ocupação e 28 dias de descanso, totalizando um ciclo de pastejo de 35 dias. A taxa de lotação foi ajustada em cada piquete para manter a oferta de forragem (matéria seca verde) em 4% do peso vivo (PV). Quando necessário ajustar a oferta de forragem, foram adicionados animais (método de “put and take”).

Tabela 5. Descrição e características das áreas e sistemas de manejo avaliados.

Sistema	Manejo	Local	Bioma	Solo	Textura	Clima
VN	Vegetação nativa que se situa em uma transição entre o bioma Cerrado e Mata Atlântica	Lavras, Minas Gerais, Brasil	Transição Cerrado/Mata Atlântica	Latossolo Vermelho	Argilosa (~57% de Argila)	Cwa (Subtropical úmido)
LM	Solo da área anterior a implantação dos sistemas em 2015. Área de lavoura de milho desde 1985.					
PAST	Monocultura de capim Marandu sem aplicação de fertilizante nitrogenado início da implantação em 2014					
PAST+N	Monocultura de capim Marandu adubada com 150 kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ , início da implantação 2014.					
PAST+AP	Consórcio de capim Marandu com Amendoim forrageiro, pastagem mista sem aplicação de N, início da implantação em 2014.					
PAST+AP15	Consórcio de capim Marandu com amendoim-forrageiro, com 15 anos de implantação.					
PAST+N20	Monocultura de capim Marandu, adubada, com 20 anos de implantação (50 a 150 kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)					
VN	Vegetação nativa que se situa em bioma Mata Atlântica					
PAST	Área de monocultura de capim Marandu sem aplicação de fertilizante nitrogenado fertilizante início da implantação em 2014					
PAST+N	Monocultura de capim Marandu adubada com 150 kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹ , início da implantação em 2014.					
PAST+DO	Consórcio de capim Marandu com <i>Desmodium ovalifolium</i> , pastagem consorciada sem aplicação de N, início da implantação em 2014.					
PAST+DO33	Consórcio de capim Marandu com <i>Desmodium ovalifolium</i> , com 33 anos de implantação (1989)					
PAST+DO38	Consórcio de capim <i>Urochoa humidicola</i> com <i>Desmodium ovalifolium</i> , com 38 anos de implantação (1984)					

A área de consórcio mais antiga, consistia de um sistema de Marandu com *Desmodium* (PAST+DO33) implantado em 1989 visando a produção de sementes. Foi arada e gradeada, com aplicação de 1000 kg ha⁻¹ de calcário dolomítico distribuído a lanço antes da gradagem. A adubação de estabelecimento realizada com aplicação de 80 kg P₂O₅ ha⁻¹ e 30 kg K₂O ha⁻¹, nas formas de superfosfato simples e cloreto de potássio, respectivamente, distribuídos no sulco de plantio, semeando-se 2 kg ha⁻¹ de sementes puras viáveis.

Na área de consórcio de *Brachiaria humidicola* (*Urochloa humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga [Syn. *Brachiaria humidicola* (Rendle) Schweick.]) com *Desmodium* (PAST+DO38), o plantio foi realizado em maio de 1984, em faixas de 2 m de largura, alternando-se gramínea e leguminosa. A adubação básica constou de 50, 30, 66 e 20 kg ha⁻¹ de P₂O₅, K₂O, Ca e Mg, respectivamente. A adubação de manutenção realizada anualmente com 18, 12, 12, 60 e 12 kg ha⁻¹ de P₂O₅, K₂O, S, Ca e Mg, respectivamente. O pastejo iniciou-se em março de 1985, utilizando um novilho por parcela (~200kg), com pastejo rotativo de 7 dias de ocupação e 28 de descanso da pastagem.

4.4.3 Amostragem do solo e preparo das amostras

Nas áreas dos sistemas e vegetação nativa, no mês de dezembro do ano de 2022, foram abertas trincheiras (40 x 40 x 40 cm) e coletadas amostras indeformadas de solo em anel volumétrico em duas paredes da trincheira para a determinação da densidade do solo (D_s). Amostras deformadas foram coletadas por meio de trado holandês, em que foram retiradas cinco amostras simples para formar uma amostra composta por parcela. As coletas foram realizadas nas seguintes camadas: 0-10, 10-20, 20-40 cm em Lavras-MG e 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm em Itabela-BA.

As amostras deformadas foram secas ao ar, e depois, passadas em peneira de 2 mm e posteriormente moídas em moinho de rolagem, até apresentarem o aspecto de “talco” (ARNOLD e SCHEPERS, 2004), sendo essas devidamente identificadas e armazenadas em frascos de polietileno de baixa densidade, devidamente lacrados, para posterior pesagem e análise de C, N e abundância isotópica de ¹³C.

4.4.4 Determinação da densidade do solo

A densidade do solo foi determinada pelo método do anel volumétrico, onde as amostras coletadas nos anéis volumétricos, em cada profundidade, e foram colocadas para secar em estufa em uma temperatura de 105°C, permanecendo assim por um período de 24 horas ou até atingir peso constante. Posteriormente, as amostras já secas foram pesadas em balança de duas casas decimais. Com as informações da massa obtida e do volume do anel volumétrico, foi realizado o cálculo para encontrar a densidade do solo através da seguinte equação:

$$D_s = \frac{M_{SS}}{V_s} \quad (2)$$

Onde:

D_s – densidade do solo (Mg m⁻³);

M_{SS} – massa do solo seco (g);

V_s – volume total (= volume do anel volumétrico) (cm⁻³).

4.4.5 Quantificação do estoque de carbono, nitrogênio e abundância de ^{13}C

As amostras de solo finamente moídas foram utilizadas para realizar a análise de C, N e ^{13}C , em espectrômetro de massa (Finnigan Delta Plus) acoplado a um analisador automático de C e N total (Costech modelo ECS4010) no “Laboratório John Day de Isótopos Estáveis” da Embrapa Agrobiologia.

Seguindo recomendação de Sisti et al. (2004) para comparar estoques de carbono no solo sob sistemas agrícolas e/ou vegetação natural, as camadas de solo a serem comparadas devem possuir a mesma massa do solo do tratamento empregado como referência e para fazer essa correção da compactação do solo induzida pelo maquinário e pisoteio de animais. Os estoques totais de C e N no solo foram estimados utilizando o teor total de C ou N do mesmo peso de solo que estava presente para 40 cm de profundidade. Foi subtraído o conteúdo total de C e N do peso extra do solo na camada mais profunda amostrada em cada perfil.

A correção foi expressa matematicamente da seguinte forma:

$$C_s = \sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti} + \left[M_{Tn} - \left(\sum_{i=1}^n M_{Ti} - \sum_{i=1}^n M_{Si} \right) \right] C_{Tn}$$

Onde:

C_s – estoque total de C (Mg C ha^{-1}) no solo até uma profundidade equivalente à mesma massa de solo que a do perfil de referência;

$\sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti}$ – soma do teor total de carbono (Mg ha^{-1}) na primeira camada (superfície) até a penúltima camada no tratamento;

$\sum_{i=1}^n M_{Ti}$ – soma da massa do solo (Mg ha^{-1}) na primeira camada (superfície) a última camada (maior profundidade) no perfil de tratamento;

$\sum_{i=1}^n M_{Si}$ – soma da massa do solo (Mg ha^{-1}) nas camadas superficiais a última camada no perfil de referência do solo;

M_{Tn} – massa de solo na última camada do perfil no tratamento avaliado (Mg ha^{-1});

C_{Tn} – concentração de carbono (Mg C Mg^{-1} de solo) na última camada do perfil do tratamento avaliado.

Baseado nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ encontrados nos solos sob pastagens em monocultura, em consórcio e sob a vegetação nativa em cada camada, foi calculada a proporção de carbono advindo de resíduos de plantas C_3 (mata e leguminosa) e C_4 (pastagem) no solo, de acordo com a fórmula abaixo, proposta por Balesdent et al. (1987).

$$\%C - C_4 = \frac{\delta^{13}C_{trat} - \delta^{13}C_{mata}}{\delta^{13}C_4 - \delta^{13}C_{mata}} \times 100$$

Considerando-se que:

$\%C - C_4$ - contribuição em porcentagem de carbono derivado de planta C_4 em relação à mistura de carbono derivado de plantas C_3 e C_4 ;

$\delta^{13}C_{trat}$ – composição isotópica do solo sob pastagem em monocultura. Reflete a mistura do carbono oriundo da vegetação nativa (plantas C_3) e do carbono incorporado pela pastagem (C_4);

$\delta^{13}C_{mata}$ – composição isotópica do carbono da MOS do solo sob mata (100% C_3).

$\delta^{13}C_4$ – composição isotópica do carbono oriundo dos resíduos da pastagem (C_4).

100 - %C-C4 = contribuição (%) de carbono derivado de resíduos de plantas C3, que influenciaram a composição isotópica do carbono total do solo.

4.4.6 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à verificação da homogeneidade das variâncias dos erros e de normalidade dos dados, de acordo com o teste de Bartlett e Shapiro-Wilk, respectivamente. Posteriormente, realizou-se a análise de variância com aplicação do teste F ($P < 0,05$), utilizando o programa estatístico Rstudio (R CORE TEAM, 2023). Os Gráficos para demonstrar os resultados encontrados foram gerados utilizando a média de cada tratamento e respectivo erro padrão da média, utilizando o SigmaPlot versão 11 (for Windows®).

4.5 RESULTADOS

4.5.1 Lavras-MG

Entre as áreas experimentais estudadas em Lavras as diferenças nas concentrações do C e N no solo foram mais marcantes na camada mais superficial do solo (0-10 cm) (Figura 8A e 8B). O solo da área sob vegetação nativa, que funciona como uma área de referência, de um ecossistema local em equilíbrio apresentou as maiores concentrações, nessa profundidade, com concentrações do 37,2 g C kg⁻¹ e 2,88 g N kg⁻¹. Os sistemas implantados em 2015 tiveram as menores concentrações observadas que a área sob vegetação nativa, com 22,1 g C kg⁻¹ e 1,56 g N kg⁻¹, 24,1 g C kg⁻¹ e 1,79 g N kg⁻¹ e 21,5 g C kg⁻¹ e 1,58 g N kg⁻¹, para PAST, PAST+N e PAST+AP, respectivamente. Resultados que são superiores aos observados no solo antes da implantação dos sistemas, com concentrações nessa camada de 18,6 g C kg⁻¹ e 1,08 g N kg⁻¹ (Tabela 4).

Observou-se nos sistemas, maior tendência para aumentar as concentrações de C e N com o passar dos anos, devido às maiores concentrações observada nos sistemas com maior tempo de implantação (Figura 8A e 8B). As concentrações observadas nos sistemas mais antigos PAST+N20 (34,0 g C kg⁻¹; 2,29 g N kg⁻¹) e PAST+AP15 (36,0 g C kg⁻¹; 2,87 g N kg⁻¹), na camada 0-10 cm, foram próximas aos encontrados na área de vegetação nativa.

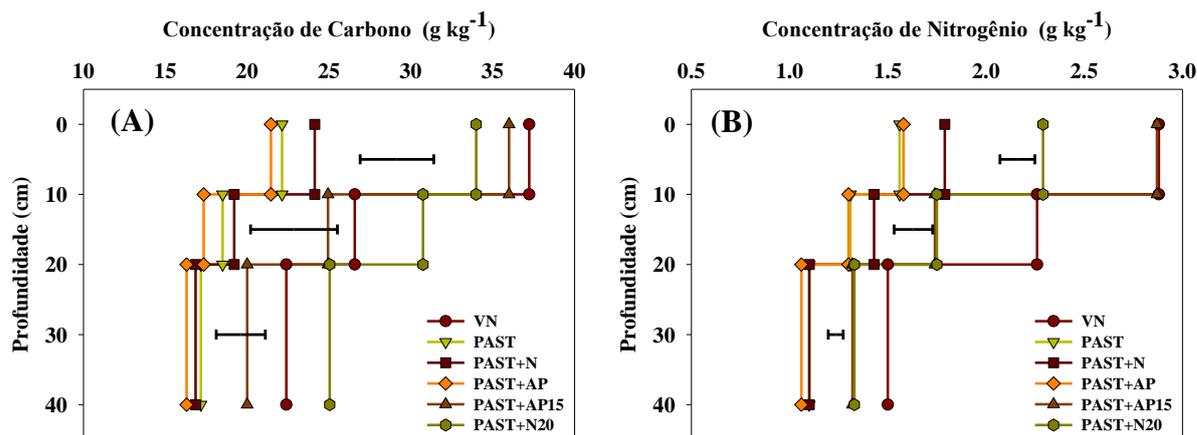


Figura 8. Concentrações de carbono orgânico (A) e nitrogênio (B) do solo em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira.

Pode se notar também em todos os sistemas avaliados e vegetação nativa um comportamento semelhante entre as concentrações de C e N que apresentam uma redução das concentrações em profundidade do solo. E ao comparar os sistemas em estudo, as concentrações de C e N nos sistemas em monocultura (PAST), monocultura fertilizada (PAST+N) e sistema consorciado (PAST+AP), implantados em 2015 foram semelhantes em todas as profundidades, sem diferença entre as concentrações.

As concentrações de C e N nos sistemas recém-implantados estão abaixo das observadas na área de vegetação nativa. No entanto, são maiores que as quantificadas no solo antes da implantação dos sistemas (LM) (Tabela 4). Que possuía 18,04 g kg⁻¹ de carbono e 1,07 g kg⁻¹ de nitrogênio. Portanto, com sete anos de implantação do sistema com pastagem houve um ganho nas concentrações de C e N, principalmente no sistema com fertilização nitrogenada (PAST+N). No entanto, houve uma redução no valor da relação C:N do solo, passando de 16,86 no solo antes da implantação para uma média de 14,20 nos sistemas após 7 anos.

Ao avaliar os resultados de estoque de carbono e nitrogênio, verifica-se diferenças significativas entre os seis sistemas avaliados ($p < 0.05$). Onde foram encontrados estoques de

carbono de 124,34, 86,62, 90,06, 82,82, 118,38 e 132,57 Mg C ha⁻¹, para VN, PAST, PAST+N, PAST+AP, PAST+AP15 e PAST+N20, respectivamente (Figura 9). Para os estoques de nitrogênio os valores foram em média 14,5 vezes menor que o estoque de C, com armazenamento de 9,27, 5,90, 6,43, 5,88, 8,57 e 7,80 Mg C ha⁻¹, para VN, PAST, PAST+N, PAST+AP, PAST+AP15 e PAST+N20, respectivamente.

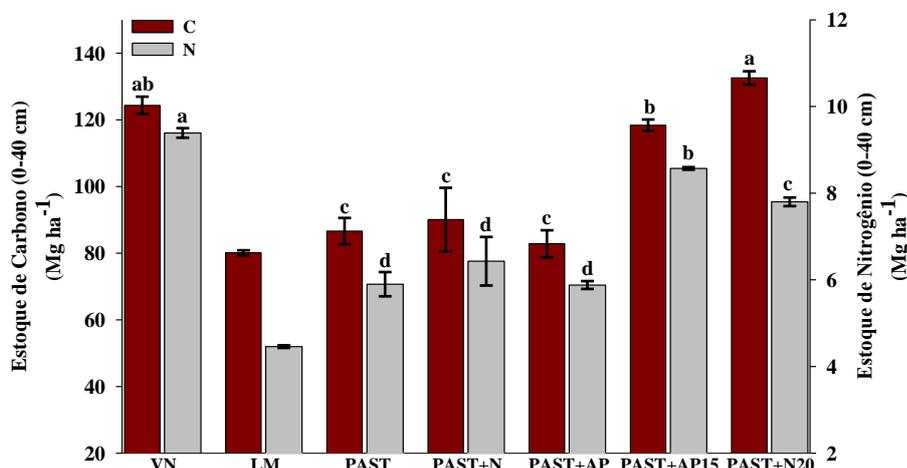


Figura 9. Estoque de carbono e nitrogênio no solo (0-40 cm) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira. *Médias seguidas de mesma letra minúscula, para dados de estoque de carbono ou nitrogênio, não diferem estatisticamente entre si (Tukey 0.05). Tratamento LM não incluso na estatística por ser apenas um valor referência.

Os sistemas em monocultura (PAST), monocultura fertilizada com nitrogênio (PAST+N) e sistema consorciado (PAST+AP), implantados em 2015, apresentaram os menores estoques de C e N quando comparados a área de vegetação nativa (< 34,28 Mg C ha⁻¹; < 2,28 Mg N ha⁻¹), com déficit no estoque de C e N em comparação com a VN.

Não houve diferença estatística ($p < 0,05$) entre os sistemas implantados em 2015, devido ao curto período de implantação, comportamento similar foi observado ao avaliar as concentrações de carbono e nitrogênio (Figura 8A e 8B). No entanto, a área de pastagem fertilizada com N apresentou uma tendência de ter maior estoque de C quando comparado aos outros dois sistemas, sendo 3,44 e 7,24 Mg C ha⁻¹ de diferença para o PAST e o PAST+AP, respectivamente. Resultado pode ter sido influenciado pela maior adição de nitrogênio no sistema via adubação nitrogenada que no sistema consorciado com leguminosa forrageira (HOMEM et al., 2021b), o que contribuiu para o acúmulo de carbono no solo.

Em contrapartida foi verificado menor estoque de C quando comparado à vegetação nativa e sistemas mais antigos. Nos sistemas recém-implantados foram observados maiores valores de estoques de carbono que os quantificados antes de sua implantação (6,51, 9,95 e 2,71 Mg C ha⁻¹ para PAST, PAST+N e PAST+AP, respectivamente) (Figura 10). Nos sistemas consorciados e fertilizados com N, com maior tempo de adoção 15 e 20 anos, respectivamente (PAST+AP15 e PAST+N20), foram quantificados níveis de carbono próximos aos observados VN, não apresentando diferença estatística significativa com a VN (Figura 9). E apresentam estoque de C significativamente maiores que os sistemas mais recentes (> 27,76 Mg C ha⁻¹).

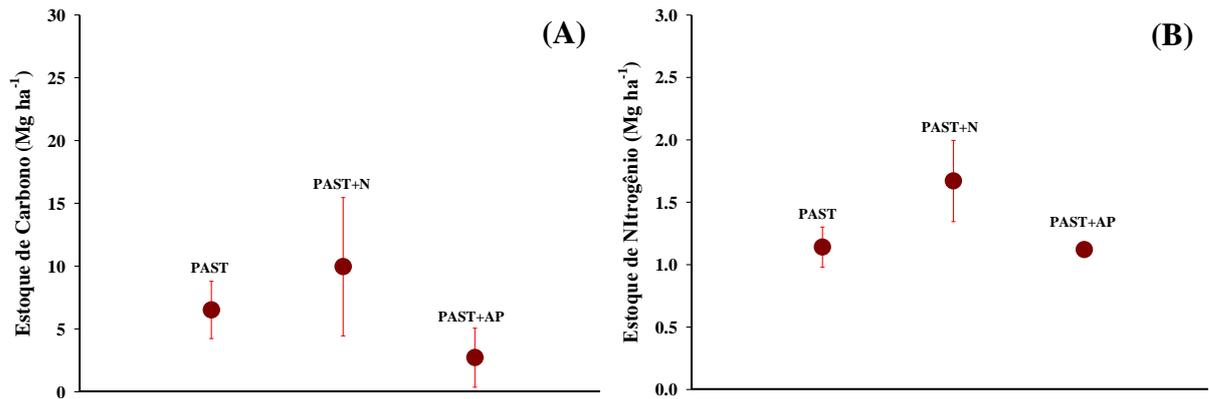


Figura 10. Variação do estoque de carbono (A) e Nitrogênio (B) do solo das áreas de pastagem em relação ao solo antes da implantação dos sistemas.

A abundância isotópica encontrada nos sistemas avaliados ficou em média de $-15,37\text{‰}^{13}\text{C}$ (Figura 11A), valor menos negativo que a média do solo antes da implantação dos sistemas em 2015, de $-18,38\text{‰}$ (Tabela 3) e próxima a abundância existente em capim braquiária ($-11,18\text{‰}^{13}\text{C}$) (CANTARUTTI et al., 2002) e distante da observada na área de vegetação nativa (Figura 11A). Esses resultados evidenciam que o carbono originário da vegetação C_4 , tem maior contribuição para o estoque de carbono que o C_3 originário da vegetação nativa ($\sim 22,56\%$ C-C_3) (Figura 11B). Uma porção dessa contribuição advém da deposição dos resíduos da cultura do milho (C_4) nos anos anteriores a implantação das pastagens.

São observadas também proporções do C originário da vegetação nativa (C-C_3) semelhantes entre os sistemas utilizados (Figura 11B). Os sistemas mais antigos ainda mantêm em média proporções de C originário da vegetação nativa em níveis próximos aos dos sistemas recém-implantados. Ao observar o comportamento em profundidades, houve pouca variação entre a quantidade de C-C_3 com diferença de apenas $3,89\%$ entre as camadas de 0-10 e 20-40 cm.

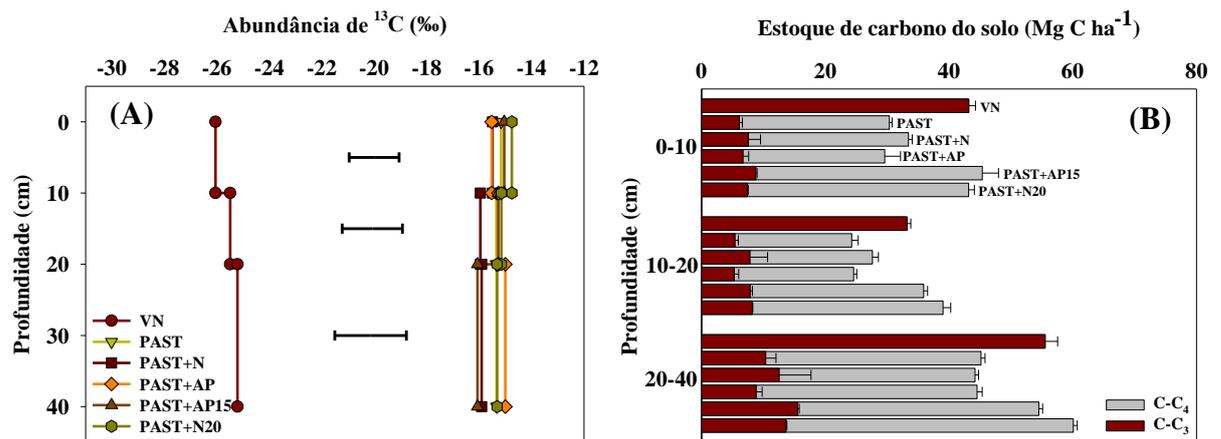


Figura 11. Abundância isotópica ^{13}C (A) do solo e contribuição de C-C_3 e C-C_4 (B) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira.

4.5.2 Itabela-BA

Ao observar os resultados de Itabela-BA, nota-se um comportamento igual de Lavras-MG, com as diferenças nas concentrações do C e N no solo mais marcantes na camada mais

superficial do solo (Figura 11A e 11B). Em contrapartida, diferente do que ocorreu em Lavras-MG, neste experimento, a VN apresentou menores ou semelhantes concentrações de carbono e nitrogênio, quando comparada aos sistemas recém-implantados (Figura 12A e 12B). Pode se notar também um comportamento semelhante entre as concentrações de C e N, apresentando uma redução das concentrações em profundidade do solo.

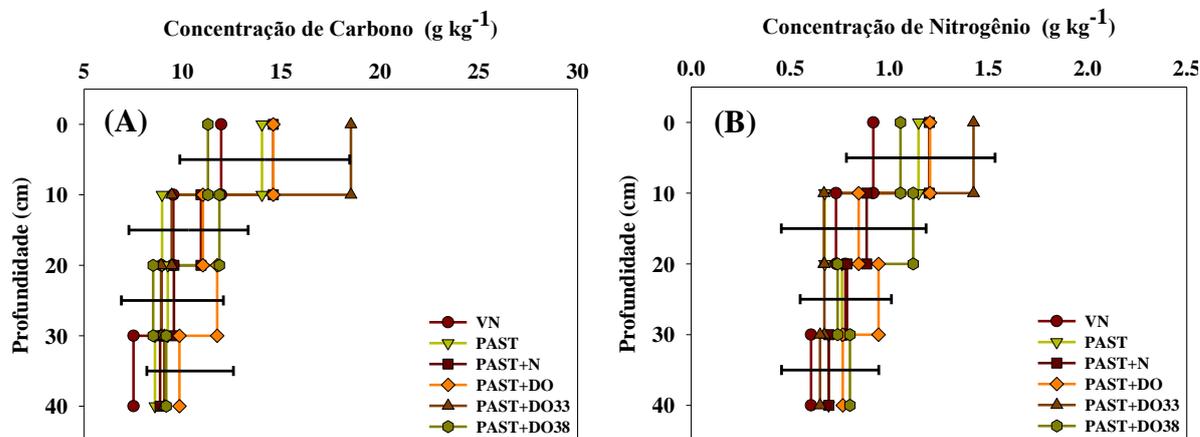


Figura 12. Concentrações de carbono orgânico (A) e nitrogênio (B) do solo em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira.

Ao comparar os sistemas em estudo, as concentrações de C e N nos sistemas em monocultura (PAST), monocultura fertilizada (PAST+N) e sistema consorciado (PAST+DO), implantados em 2015, foram semelhantes, sem diferença entre as concentrações em todas as profundidades e com concentrações maiores que da área sob vegetação nativa, principalmente na camada mais superficial (0-10 cm). Na camada 0-10 cm a área de vegetação nativa apresentou concentrações de 12,0 g C kg⁻¹ e 0,91 g N kg⁻¹. Os sistemas implantados em 2015 apresentaram concentrações de 14,0 g C kg⁻¹ e 1,11 g N kg⁻¹, 14,6 g C kg⁻¹ e 1,20 g N kg⁻¹, e 14,6 g C kg⁻¹ e 1,20 g N kg⁻¹, para PAST, PAST+N e PAST+DO, respectivamente.

Ao avaliar os resultados de estoque de carbono e nitrogênio, não houve diferenças significativas entre os seis sistemas avaliados ($p < 0.05$). Onde foram encontrados estoques de carbono de 50,57, 52,08, 58,61, 62,62, 64,18 e 54,68 Mg C ha⁻¹, para VN, PAST, PAST+N, PAST+DO, PAST+DO33 e PAST+38, respectivamente (Figura 13). E estoques de nitrogênio em média 12 vezes menor que o estoque de C, com armazenamento de 4,05, 4,38, 4,77, 4,98, 4,77 e 4,99 Mg C ha⁻¹, para VN, PAST, PAST+N, PAST+DO, PAST+DO33 e PAST+38, respectivamente.

Os sistemas avaliados apresentaram armazenamento de C e N maiores que o encontrado na área de VN ($> 1,51$ Mg C ha⁻¹; $> 0,33$ Mg N ha⁻¹). Porém, os sistemas implantados em 2015 (PAST, PAST+N e PAST+DO) não apresentaram diferença significativa entre si ($p > 0.05$). Com isso, o recente período de implantação desses sistemas e níveis semelhantes de entrada de carbono pode ter favorecido não ser encontrada diferença significativa entre esses tratamentos (Figura 13). Até mesmo os sistemas com tempo superior de implantação apresentaram valores de estoque de carbono iguais ($p > 0.05$) a VN e sistemas recém-implantados.

Mesmo sem apresentar diferença significativa, a pastagem consorciada com *Desmodium* (PAST+DO), implantada em 2015 (7 anos de implantação), apresenta uma tendência de maior estoque de carbono que o PAST e VN com uma diferença de 10,54 e 12,05 Mg C ha⁻¹, respectivamente (Figura 13). O que equivale a um sequestro anual de 1,50 Mg C ha⁻¹ ano⁻¹ maior que o sistema PAST. O sistema fertilizado com N também já possui estoque de C maior que estas áreas, mas com menor acúmulo que o sistema consorciado ($< 4,01$ Mg C ha⁻¹). Em

relação aos sistemas mais antigos, estes apresentaram estoques de carbono e nitrogênio próximos aos das áreas mais recentes (PAST, PAST+N e PAST+DO). O que indica que esses solos podem estar em um nível de equilíbrio de armazenamento de carbono devido ao longo período de implantação (>33 anos).

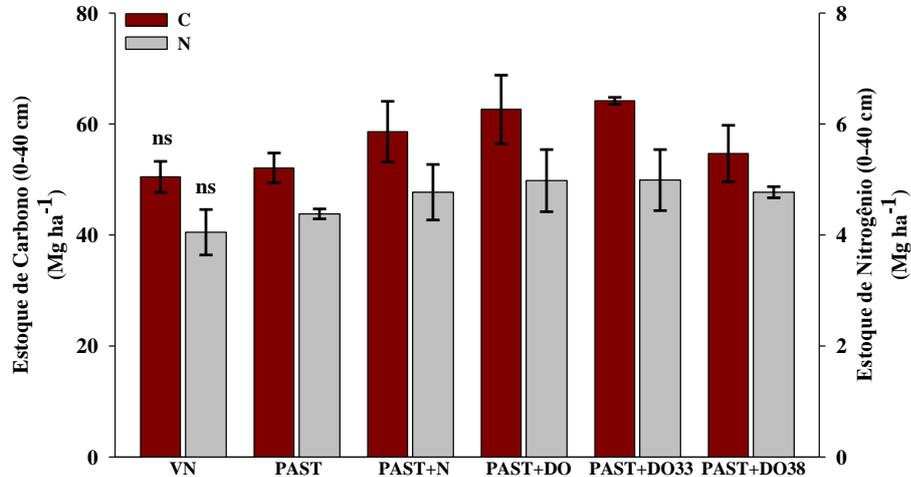


Figura 13. Estoque de Carbono e nitrogênio no solo (0-40cm) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira. *Médias seguidas de mesma letra minúscula, para dados de estoque de carbono ou nitrogênio, não diferem estatisticamente entre si (Tukey 0.05).

As abundâncias isotópicas dos sistemas diferem da observada na área da vegetação nativa, principalmente na camada superficial do solo (0-10 cm), onde os dados tendem a ficar mais próximos dos encontrados em vegetações C₄ (Figura 14A). As áreas dos sistemas possuem uma abundância isotópica que varia de -22,40 a -17,50‰, com os valores nas camadas mais profundas ficando mais próximos aos observados na VN, o que evidencia uma menor entrada do carbono originário da pastagem nessa camada.

Ao observar a contribuição das diferentes vegetações para o estoque de carbono aproximadamente metade do C ainda é originário da vegetação nativa (~54,68% C-C₃) quando se considera até a profundidade 0-40 cm (Figura 14B). São observadas também proporções do C originário da vegetação nativa (C-C₃) semelhantes entre os sistemas utilizados. Os sistemas mais antigos, ainda mantém em média proporções de C originário da vegetação nativa em níveis próximos aos dos sistemas recém-implantados. Outro ponto a considerar, é a maior proteção desse C-C₃ na camada mais profunda (~70% C-C₃), contra 40% na camada mais superficial (0-10 cm), apresentando então uma menor entrada do carbono C-C₄ e maior proteção do carbono C-C₃ na camada mais profunda.

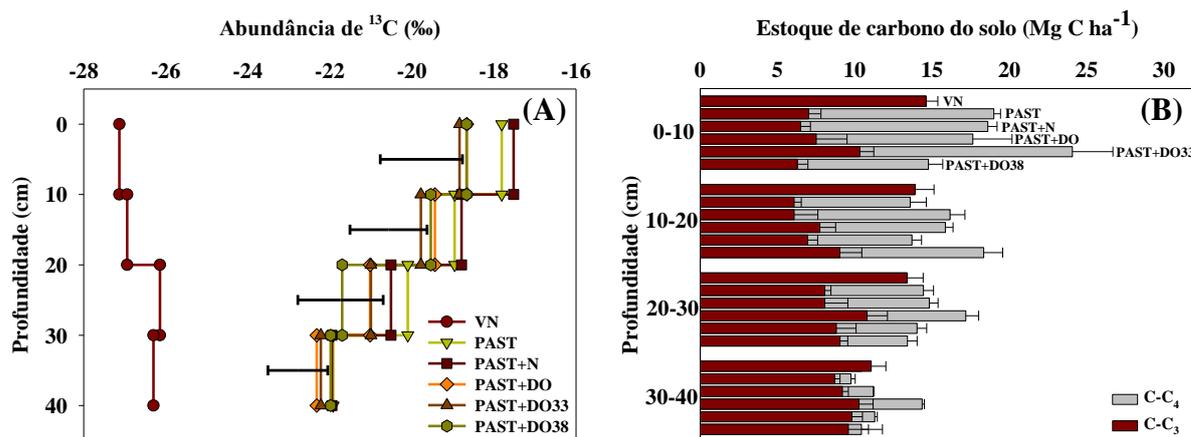


Figura 14. Abundância isotópica ^{13}C (A) do solo e contribuição de C-C $_3$ e C-C $_4$ (B) em áreas de pastagem em monocultura e consorciada com leguminosa forrageira.

4.5.3 Lavras-MG vs Itabela-BA

É possível verificar que no geral, os sistemas de Itabela-BA se encontram com saldo positivo, com um armazenamento de carbono maior que o da área de vegetação nativa, enquanto em Lavras-MG ainda se encontram em déficit, com exceção do sistema N-fertilizado com 20 anos de adoção (PAST+N20) (Figura 15). O PAST+N20 possui um saldo positivo em relação ao estoque da mata nativa igual ao mesmo sistema, N-fertilizado, em Itabela-BA com 7 anos de adoção (PAST+N).

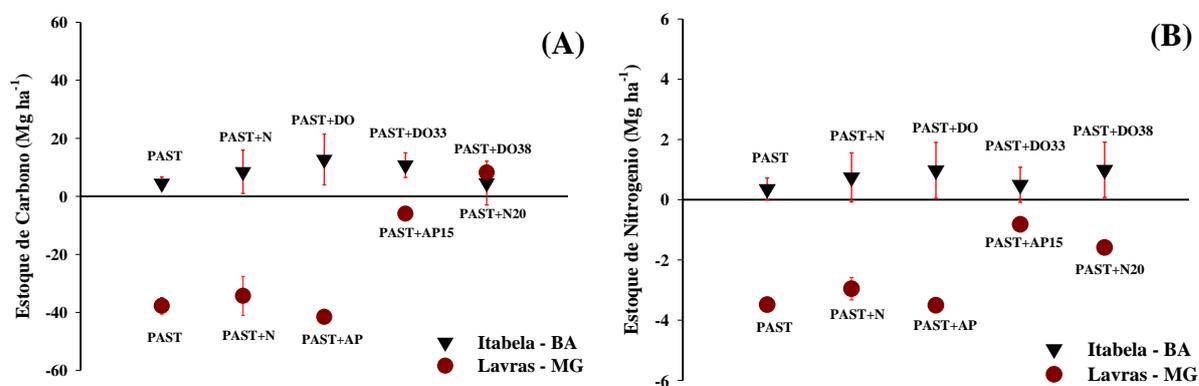


Figura 15. Variação do estoque de carbono (A) e Nitrogênio (B) do solo das áreas de pastagem em relação ao solo da vegetação nativa correspondente em dois sítios com condições edafoclimáticas diferentes.

Os sistemas implantados em 2015 em Lavras-MG, apresentam em média 30% de déficit no estoque de C e N em comparação com a VN, com uma boa capacidade para acumular carbono ao longo dos próximos anos se tomar como base os estoques dos sistemas mais antigos e mata. Já em Itabela-BA, o saldo positivo no estoque de carbono é de 8,53, 16,17 e 24,31% para o PAST, PAST+N e PAST+DO, respectivamente. Estoques no mesmo nível dos encontrados nos sistemas mais antigos, com pouca margem para maiores ganhos.

4.6 DISCUSSÃO

4.6.1 Potencial de acúmulo de C e N no solo sob condições de textura diferente

É clara a diferença de capacidade de armazenamento de C entre as duas áreas experimentais (Figuras 9 e 13), e na capacidade de recuperação do C (Figura 15). Características essas que demonstram a diferença no comportamento devido às condições edafoclimáticas entre as duas regiões das áreas experimentais (Figura 7).

Em Lavras-MG, o armazenamento de C do solo até 40 cm de profundidade é superior ao de Itabela-BA, com uma diferença de 73,77 Mg C ha⁻¹ entre as áreas de vegetação nativa. Essa comparação demonstra o quão diferente pode ser o potencial de armazenamento de C no solo de uma região para outra. O principal fator que faz o solo de Lavras-MG ter maior capacidade de armazenamento quando comparado a Itabela-BA, é o percentual de argila no solo, onde Lavras-MG verifica-se textura argilosa e Itabela-BA solo de textura franco arenosa (Tabela 3). Ao estudar quatro sítios no bioma Cerrado, Braz et al. (2013) constataram também que estoques de C do solo sob VN e áreas de pastagens aumentaram com o maior teor de argila, passando de 55 Mg C ha⁻¹ (0-100 cm) em um solo com 11% de argila para 117 Mg C ha⁻¹ em solo com 67% de argila.

Existe uma correlação positiva entre o teor de argila e o carbono orgânico do solo (COS), onde o aumento do teor de argila está associado a maiores teores de carbono (FELLER; BEARE, 1997; OLIVEIRA et al., 2023). A forte correlação entre eles ocorre principalmente pelo aumento da adsorção COS solúvel coloidal devido a maior área de superfície resultante de maiores teores de argila no solo (ZINN et al., 2007). E proteção física por agregados do solo que o silte e argila frequentemente propiciam (XU et al., 2020), o que faz da textura do solo um dos preditores e indicadores mais fortes das diferenças de estoque C nos sistemas (ROSINGER et al., 2023; WIESMEIER et al., 2019).

Portanto, solos com maior teor de argila e silte tendem a ter maior capacidade de armazenar C do que os solos de textura arenosa (ROSINGER et al., 2023; CHEN et al., 2020; SANTANA et al., 2019; WIESMEIER et al., 2019). Com isso, os teores de argila determinam a quantidade de C que pode ser armazenado por décadas a séculos (HASSINK et al., 1997; CHENU et al., 2019).

4.6.2 Influência do manejo no estoque de carbono do solo e preservação do carbono originário da vegetação nativa

Foi possível observar uma redução acentuada dos estoques de carbono, em Lavras-MG, devido ao manejo adotado anterior a implantação das pastagens em 2015. A área antes da implantação dos sistemas PAST, PAST+N e PAST+AP foi ocupada por lavoura de milho durante 29 anos, e possuía um manejo com aração, gradagem, falta de cobertura vegetal e uso de cultura de ciclo curto. Esse manejo nessa área favoreceu a perda do carbono originário da vegetação nativa e conseqüentemente do estoque de carbono do solo (Figura 10B). Sugerindo que o preparo do solo favoreceu a exposição e conseqüente perda do C-C₃, permanecendo no sistema o C-C₃ mais estabilizado e protegido e o C-C₄ originário dos resíduos culturais do milho (Figura 10B).

Portanto, como o carbono pode estar protegido fisicamente em agregados do solo, as alterações físicas do solo causadas pelo seu manejo para cultivo da cultura do milho interferem diretamente na estabilidade do agregado, e conseqüentemente na proteção física do carbono (ANDRUSCHKEWITSCH et al., 2013; KOPECKY et al., 2021). Então, devido ao rompimento dos agregados acarretado pelo manejo do solo utilizado no sistema de cultivo, a MOS pode ter sido submetida à rápida mudança e ter sido reduzida (SIGNOR et al. 2018), principalmente

a MOS originária da vegetação nativa. Pois os resíduos da cultura do milho apresentam baixa qualidade e alta relação C:N que pode favorecer seu acúmulo principalmente na fração da mais leve da MOS (MOP) (LOCATELLI, et al., 2022).

Um indício desse resultado é uma menor razão C:N na área de vegetação nativa com a alta na razão C:N após os 29 anos de cultivo de milho e posterior queda após 7 anos de implantação dos sistemas com pastagens. Então, a desagregação do solo promoveu perda de C-C₃ que estava estabilizado e entrada do C-C₄ da cultura do milho, principalmente, na MOP, provavelmente, que apresentam características próximas aos da cultura do milho. Com isso, a relação C:N tendeu a aumentar, e posteriormente com a implantação do pasto e influência das raízes (Seção 4.5) a relação C:N voltou a diminuir. A MOP possui relação C:N mais alta que a fração mais estável associada a minerais (MOAM), de 10 a 40 e 8 a 13, respectivamente (LAVALLEE et al., 2019; COTRUFO; LAVALLEE, 2022).

Portanto, a redução do C do solo sugere que a quantidade de C adicionada anualmente ao solo via cultura do milho foi insuficiente para compensar a perda de C originário da vegetação nativa nessa área. Com isso, aproximadamente 75 % do C-C₃ foi perdido, e a implantação dos sistemas com pastagem em 2015 faz o sistema avançar lentamente em direção a um novo estado de equilíbrio.

Em Itabela-BA, o carbono originário da vegetação nativa (C-C₃) foi mais preservado em comparação a Lavras-MG, evidenciado pela maior proporção de C-C₃ observada (Figura 7B). O que reflete também no resultado da razão C:N (12,54) próxima ao observado na área de vegetação nativa (12,63). No qual foi preservado principalmente na camada mais profunda em decorrência do manejo anterior a implantação dos sistemas ser uso com pastagens, sem o revolvimento do solo como ocorreu em Lavras para o cultivo de milho. A MOS depositada em profundidade em solos fisicamente não perturbados, como ocorre em áreas de pastagens, se degrada mais lentamente que em outros sistemas com uso de revolvimento do solo (BRAZ et al., 2013), em decorrência da maior proteção física existente nesses sistemas.

Isso demonstra que o sistema em Itabela-BA apresentou o manejo anterior a implantação dos sistemas (uso de pastagens) que preservava parte do carbono originário da vegetação nativa. Esses sistemas provavelmente possuem características que favorecem o potencial do solo de preservar mais o carbono C-C₃ originário da vegetação nativa. A preservação do C-C₃ é influenciada principalmente por propriedades do ecossistema, como as interações entre a MO e superfícies minerais reativas, clima, disponibilidade de água, acidez, estado redox do solo e a presença de microrganismos no microambiente (SCHMIDT et al., 2011). Alguns desses fatores são afetados pelo revolvimento do solo que nesses sistemas é mínimo, ocorrendo apenas na implantação dos sistemas.

A menor perda de carbono após o desmatamento para implantação dos sistemas, em Itabela-BA, ajudou a proporcionar uma resposta mais rápida de ganho de carbono em relação a floresta nativa. Portanto, quanto mais preservado o C antigo mais fácil será para o sistema atingir níveis de armazenamento de carbono iguais e/ou acima dos observados em áreas de vegetação antiga ou em estado de equilíbrio anterior.

4.6.3 Fatores que afetam a velocidade de resposta do sistema

Em Lavras-MG para o sistema fertilizado com nitrogênio (PAST+N20) atingir um saldo de 8 Mg C ha⁻¹ a mais que a VN, o sistema possuía 20 anos de implantação. Em contraste em Itabela-BA, o sistema com adubação nitrogenada com 7 anos de implantação (PAST+N) foi 8 Mg C ha⁻¹ maior que o estoque de C encontrado na VN. Os sistemas de Itabela-BA também já se encontram em níveis próximos aos sistemas mais antigos, diferente de Lavras-MG que está mais longe de um estágio estacionário de equilíbrio.

Esse comportamento demonstra um dinamismo e ganho mais rápido de C na região de Itabela-BA. A explicação de tal acontecimento se deve principalmente a característica do solo, como a textura. Solos arenosos respondem mais rápido a uma mudança de sistema e o tempo dos estoques C para atingir um novo estado estacionário após a mudança de manejo é mais longo para solos de textura argilosa quando comparado a solos de textura arenosa (ROSINGER et al., 2023). Isso ocorre quando se leva em conta apenas a textura do solo, pois o manejo e nível de carbono existente ao implantar um sistema também afeta a velocidade de resposta.

Além do teor de argila, as condições climáticas de cada região podem também ter favorecido essa resposta. Itabela-BA possui um clima mais quente e uma distribuição de chuvas regular durante todo o ano (Figura 7), favorecendo a produção das pastagens. Em estudos avaliando a produção de forragem entre os sistemas, em Lavras-MG PAST (3026,25 kg MS ha⁻¹ ano⁻¹), PAST+N (4994,5 kg MS ha⁻¹ ano⁻¹) e PAST+AP (3916,75 kg MS ha⁻¹ ano⁻¹) (HOMEM et al., 2021a), tiveram menores produções anuais que Itabela-BA, nos sistemas de PAST (4562,5 kg MS ha⁻¹ ano⁻¹), PAST+N (8103 kg MS ha⁻¹ ano⁻¹) e PAST+DO (8322 kg MS ha⁻¹ ano⁻¹) (SANTOS et al., 2022). Contudo, uma maior produtividade da cultura pode não levar a um acréscimo no estoque de carbono do solo, a menos que as fontes de carbono depositados no solo também sejam aumentados (WHITEHEAD et al., 2018).

Uma forma constantemente utilizada para avaliar a deposição de resíduos no sistema seria por meio da avaliação da deposição de liteira e da liteira existente. Neste sentido, dados da liteira total existente (total de resíduos depositados sob o solo) demonstram pouca ou nenhuma diferença entre os tratamentos nas duas áreas experimentais. Foi encontrada diferença de 30% entre PAST (3030 kg MO ha⁻¹) para o PAST+N (2160 kg MO ha⁻¹) e PAST+AP (2120 kg MO ha⁻¹) e de 2% entre PAST+N e PAST+AP, em Lavras-MG (HOMEM et al., 2021b). Em Itabela-BA, não houve diferença estatística entre a liteira existente nos sistemas PAST (540 kg MS ha⁻¹), PAST+N (580 kg MS ha⁻¹) e PAST+DO (520 kg MS ha⁻¹), com uma diferença média de 7% nos resultados de liteira existente entre eles e o PAST foi menor quando comparado aos outros quando avaliou a liteira depositada em 14 dias (RAMALHO et al., 2019).

Os resultados de produção e liteira demonstram uma diferença considerável entre os sistemas, diferença essa não observada nos estoques de carbono e nitrogênio do solo. Em Lavras-MG tem-se uma aproximadamente 4% de diferença entre os estoques de carbono entre os sistemas, enquanto em Itabela-BA observa-se uma variação em relação ao PAST de 7 e 14%, para o PAST+N e PAST+DO, respectivamente. O que pode ser um indicativo de não serem os principais indicadores e fontes para o ganho de carbono no solo (subitem 4.6.4).

Aliado a esses dados, Lavras-MG em alguns meses do ano possui clima frio e com baixa precipitação, época de menor produção das pastagens (HOMEM et al., 2021a). Portanto, acredita-se que entre os fatores que influenciam o armazenamento de C no solo estejam a distribuição e precipitação média anual (MCSHERRY et al., 2013). Fatores estes que afetam diretamente a disponibilidade e retenção de água no solo, que é um parâmetro que pode limitar o crescimento da planta e a ciclagem de C no sistema (GONG et al., 2014).

A precipitação determina a produtividade primária líquida em muitos ambientes terrestres e, conseqüentemente a entrada de C no solo, que em conjunto com a temperatura afetam amplamente a comunidade microbiana e conseqüentemente a decomposição da MOS (WIESMEIER et al., 2019). Condições mais secas resultam em decomposição mais lenta e a falta de umidade limita a atividade dos microrganismos do solo (SCHULP et al., 2009).

Tanto a precipitação quando a temperatura influencia também nos ciclos de umedecimento e secagem do solo, atuando sobre parâmetros, que podem desempenhar um papel direto na adesão da MOS às superfícies minerais e transporte da MOS no solo por meio de filmes de água (NEWCOMB et al., 2017). Em geral, os processos biológicos e químicos envolvidos nos ciclos do C e N são mais rápidos e mais fortes em condições quentes e úmidas, condição de Itabela-BA, do que em condições frias e secas, condição encontrada em Lavras-

MG no inverno (LIU et al., 2021). Portanto, a quantidade e o ganho total de C no solo pode ser afetado pelo clima aliado ao uso da terra, ambos causando diferenças na taxa de decomposição, qualidade e quantidade de entrada de carbono (STEINBEISS et al., 2008).

Outro fator que pode ter influenciado na resposta foi a relação C:N dos sistemas. Em Lavras-MG (14,20) tem-se uma relação média mais alta que os sistemas de Itabela-BA (12,54). A relação C:N está diretamente relacionada com o sequestro de C no sistema. Existe uma forte correlação entre esses elementos, com o acúmulo de C intimamente relacionado com o acúmulo de N (KIRKBY et al., 2011; SÁ et al., 2014). As razões estequiométricas desses nutrientes na MOS estáveis podem significar que a disponibilidade do N, será necessário para estabilizar o C orgânico nos solos, pois o N poderá limitar o crescimento dos organismos e a eventual formação da MOS estável (KIRKBY et al., 2011; KIRKBY et al., 2013). Quando as razões C:N do solo tornam-se mais baixas, a MOS restante seria mais transformada e conseqüentemente mais estável (ZINN et al., 2018).

O nível de fertilidade do solo com concentrações de outros nutrientes que favorecem o acúmulo de carbono no solo, parece não ter sido um fator de interferência nas respostas dos sistemas entre as diferentes regiões, mesmo com classe textural e classe de solos diferentes os níveis de fertilidade do solo e acidez encontravam-se semelhantes (Tabelas 2 e 3).

4.6.4 Sequestro de carbono entre os sistemas de manejo com pastagem

Os resultados indicam que o nível de influência dos sistemas nas concentrações de C e N ao longo do perfil na camada superficial, entre 0-10 cm era mais evidente (Figura 8 e 11). Portanto, os horizontes superficiais têm maior potencial de resposta para estocar o carbono após a mudança do uso da terra em relação aos horizontes de solo mais profundos (PARRAS-ALCÁNTARA et al., 2013), por ser a camada com maior entrada de resíduos. Em uma pastagem bem manejada existe uma combinação de uma grande produção de biomassa oriunda da parte aérea deixada no solo (liteira) e um sistema radicular fasciculado com grande quantidade de raízes finas (OLIVEIRA et al., 2016), que estão concentradas principalmente nas camadas mais superficiais do solo. Principalmente na região de Itabela-BA, que diferente de Lavras-MG não é submetida a secas muito longas, típicas da região do Cerrado, o que promove um enraizamento mais raso em áreas do bioma Mata Atlântica (BRAZ et al., 2013). Itabela-BA também possui um solo com característica de mudança textural com horizonte B argiloso e coeso, que dificulta o enraizamento das culturas nas camadas mais profundas.

Em áreas de pastagens, que não são submetidas à revolvimento do solo, a adição de carbono derivado da raiz é acumulada de forma mais eficiente que as entradas via resíduos vegetais depositados acima do solo. As entradas subterrâneas via sistema radicular, constituem uma fração maior de carbono novo na MOS do que as entradas de liteira (SCHMIDT et al., 2011). As raízes (<2 mm) constituem 20–30% do carbono total armazenado nos primeiros 10 cm do solo, com maior tempo de rotatividade que a liteira (TELLES et al., 2003). Onde o volume do solo em torno das raízes (rizosfera), representa uma região importante para entradas e renovação de carbono e atividade microbiana. Portanto, as raízes das plantas são as principais contribuintes de carbono para o solo (VIDAL et al., 2018).

Aliada a isso, em Itabela-BA o sistema PAST+DO apresentou um maior estoque total que os demais sistemas avaliados. Tal resultado se deu, principalmente, devido seu maior estoque nas camadas mais profundas, 20-40 cm (Figura 12B) que aliado a uma abundância de ¹³C mais negativa que PAST e PAS+N, demonstra uma significativa contribuição das raízes das leguminosas presentes no sistema. Esse resultado é um indício da contribuição do sistema radicular das culturas para o estoque de C nas camadas mais profundas.

O efeito positivo da diversidade de plantas no armazenamento de carbono é impulsionado pelas entradas de carbono nas raízes, mediado pela comunidade microbiana do

solo (LANGE et al., 2015). A principal fonte de entrada de carbono para o solo ocorre por meio da exsudação ou morte e renovação da biomassa radicular que é transformada em COS por microrganismos (STEINBEISS et al., 2008; WELLS et al., 2022). Portanto, maiores quantidades de resíduos, advindos especialmente de raízes podem proporcionar aumentos de carbono no solo (PEOPLES et al., 2019).

Entre os sistemas de Itabela-BA implantados em 2015, o PAST+DO foi o que teve um maior acúmulo de C, se sobressaindo até mesmo com os sistemas mais antigos (PAST+DO33 e PAST+DO38). Em estudos de Laroca et al. (2018) e Tarré et al. (2001) também observaram que o consórcio entre pastagem e leguminosa promoveu aumento dos estoques de C do solo, mostrando que é uma prática com potencial de proporcionar o sequestro de C na agropecuária. De Deyn et al. (2011) relataram que a presença de leguminosas não apenas aumentou o teor de nitrogênio do solo, mas também tendeu a aumentar o C. Em Li et al. (2016) o aumento da abundância relativa de leguminosas em consórcio com pastagem resultou em maior armazenamento de C no solo em profundidades de 0-40 e 0-150 cm, onde o consórcio de pastagens com 50% de leguminosas resultou no maior armazenamento de N do solo. Portanto, a diversidade de plantas presente no consórcio é positivamente correlacionada com o acúmulo de C, principalmente devido à maior produção de biomassa (WIESMEIER et al., 2019).

Em Lavras-MG, entre os sistemas implantados em 2015, o sistema PAST+N, foi o que apresentou o maior estoque de carbono. O principal motivo deve ter sido principalmente a entrada de N no sistema, onde foi aplicada uma dose de $150 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, o que proporcionou que esse sistema apresentasse o maior estoque de N tanto na parte aérea da cultura quanto nos resíduos depositados no solo (HOMEM et al., 2021b). Devido a relação entre o C e N (subitem 4.6.3), o aumento de N no sistema favorece o acúmulo de C.

4.7 CONCLUSÕES

Mesmo sob condições edafoclimáticas contrastantes não houve diferenças significativas entre os sistemas avaliados, numa mesma condição, com menor tempo de implantação (sete anos de adoção), sugerindo que ao realizar experimentos visando comparar o estoque de carbono e nitrogênio nesses sistemas, deve-se avaliá-los por um período maior ou, de preferência, realizar um monitoramento ao longo dos anos.

Em Itabela-BA já se observa uma tendência do sistema de pastagem consorciada com a leguminosa forrageira *Desmodium* ter maior armazenamento de carbono que o sistema de pastagem sem adubação nitrogenada, possuindo uma maior capacidade de sequestro de carbono nos sete primeiros anos de implantação. Enquanto em Lavras o sistema que apresentou uma maior capacidade de sequestro de carbono no sistema com 7 anos de implantação foi com adubação nitrogenada. Sendo observado assim que mesmo sistemas iguais e implantados em um mesmo ano, porém em regiões sob condições edafoclimáticas e manejo anterior diferente, o sequestro de C ao longo dos anos iniciais, nos sistemas adotados, é diferente.

Para fins de crédito de carbono e projetos de mitigação de gases de efeito estufa, não se deve levar em conta apenas o sistema de manejo que será adotado, mas também as condições edafoclimáticas locais e condição do solo no momento da implantação.

5. CONCLUSÕES GERAIS

Para implantação de sistemas que favorecem o sequestro de carbono no solo, os sistemas com pastagem consorciada com leguminosa forrageira (*Arachis pintoii* e *Desmodium ovalifolium*) são recomendados, por acumular carbono em taxas similares ou até maior que sistemas de pastagens em monocultura fertilizados com nitrogênio.

Os sistemas com pastagens bem manejadas, em monocultura ou consorciadas, apresentam elevada taxa de sequestros de carbono nos anos iniciais após a implantação e tendem a reduzir com o avançar dos anos de implantados até atingir um equilíbrio. O que interfere no uso da taxa de sequestro de curto prazo para projetar o potencial de mitigação de GEE dos sistemas de longo prazo.

O sistema implantado para fins de crédito de carbono e projetos de mitigação de GEE, visando o armazenamento e sequestro de carbono no solo, respondem de forma diferenciada quando implantado em regiões com condições edafoclimáticas e/ou históricos de manejos anteriores a implantação diferentes.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Deve-se ter cautela ao utilizar a capacidade de sequestro de carbono pelo solo que a implantação de um novo sistema com pastagem bem manejada (adubada ou consorciada) tem em curto prazo (<8 anos) para projeções do aumento no estoque de carbono no solo a longo prazo. Após a conversão de uso do solo o sistema pode apresentar elevada capacidade de aumentos nos estoques de carbono anuais. No entanto, esses aumentos não ocorrem de forma linear, eles tendem a reduzir com o passar dos anos, à medida que o carbono do solo vai se aproximando de um novo estado de equilíbrio (Figura 16, item 8. APÊNDICE). Diante desse cenário, ao usar os valores de aumentos de carbono anualmente apresentados em anos iniciais após a implantação do sistema como absolutos, pode ocorrer uma superestimação do potencial desse sistema armazenar carbono no solo a longo prazo.

É importante levar em consideração o sistema que estava sendo utilizado, níveis de carbono do solo e condições edafoclimáticas locais, para a implantação de um sistema com pastagens visando o aumento nos estoques de carbono no solo e conseqüentemente as mitigações das emissões de gases de efeito estufa. Por serem fatores que irão influenciar na capacidade desse solo em armazenar carbono ao longo dos anos. Por exemplo, em condições edafoclimáticas iguais, quando se implanta um sistema em um solo com maior déficit em estoques de carbono, este terá uma maior capacidade de sequestrar carbono no solo a longo prazo, que quando este é implantado em uma área que já possui bons níveis de carbono.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABDALLA, K.; MUTEMA, M.; CHIVENGE, P.; EVERSON, C.; CHAPLOT, V. Grassland degradation significantly enhances soil CO₂ emission. **Catena**, v. 167, p. 284-292, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.05.010>

ALLEN, V. G.; BATELLO, C.; BERRETTA, E. J.; HODGSON, J.; KOTHMAN, M.; LI, X.; MCIVOR, J. G.; MILNE, J.; MORRIS, C.; PEETERS, A.; SANDERSON, M. An international terminology for grazing lands and grazing animals. **Grass Forage Science**. v. 66, p. 2-28, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x>

ALVA, A. K. Comparison of Mehlich 3, Mehlich 1, ammonium bicarbonate-DTPA, 1.0 M ammonium acetate, and 0.2 M ammonium chloride for extraction of calcium, magnesium, phosphorus, and potassium for a wide range of soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 24, p. 603-612, 1993. <https://doi.org/10.1080/00103629309368826>

ANDRIOLLO, D. D.; REDIN, C. G.; REICHERT, J. M.; SILVA, L. S. Soil carbon isotope ratios in forest-grassland toposequences to identify vegetation changes in southern Brazilian grasslands. **Catena**, v. 159, n. July, p. 126-135, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.08.012>.

ANDRUSCHKEWITSCH, R.; GEISSELER, D.; KOCH, H. J.; LUDWIG, B. Effects of tillage on contents of organic carbon, nitrogen, water-stable aggregates and light fraction for four different long-term trials. **Geoderma**, v. 192, p. 368-377, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.07.005>

ARNOLD, S. L.; SCHEPERS, J. S. A simple roller-mill grinding procedure for plant and soil samples. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 35, n. 3-4, p. 537-545, 2004. <https://doi.org/10.1081/CSS-120029730>.

AYARZA, M. A.; RAO, I. M.; VILELA, L.; LASCANO, C. E.; VERA-INFANZÓN, R. Soil carbon accumulation in crop-livestock systems in acid soil savannas of South America: A review. **Advances in Agronomy**, v. 173, p. 163-226, 2022. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.02.003>

BAI, Y.; COTRUFO, M. F. Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. **Science**, v. 377, p. 603-608, 2022. <https://doi.org/10.1126/science.abo2380>

BALDOTTO, M. A.; BALDOTTO, L. E. B. Relationships between soil quality indicators, redox properties, and bioactivity of humic substances of soils under integrated farming, livestock, and forestry. **Revista Ceres**, v. 65, n. 4, p. 373-380, 2018. <https://doi.org/10.1590/0034-737X201865040010>.

BALESDENT, J.; BASILE-DOELSCH, I.; CHADOEUF, J.; CORNU, S.; FEKIACOVA, Z.; FONTAINE, S.; GUENET, B.; HATTÉ, C. Renouvellement du carbone profond des sols cultivés: une estimation par compilation de données isotopiques. **Biotechnology, Agronomy, Society and Environment**, 21(3), 181-190, 2017.

BALESDENT, J.; MARIOTTI, A.; GUILLET, B. Natural ^{13}C abundance as a tracer for studies of soil organic matter dynamics. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 19(1), p. 25-30, 1987. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(87\)90120-9](https://doi.org/10.1016/0038-0717(87)90120-9)

BARBERO, R. P.; MALHEIROS, E.B.; ARAUJO, T. L. R.; NAVE, R. L. G.; MULLINIKS, J. T.; BERCHIELLI, T. T.; RUGGIERI, A. C.; REIS, R. A. Combining Marandu grass grazing height and supplementation level to optimize growth and productivity of yearling bulls. **Animal Feed Science and Technology**. v. 209, p. 110-118, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.anifeedsci.2015.09.010>

BARCELLOS, A. O.; RAMOS, A. K. B.; VILELA, L.; MARTHA JUNIOR, G. B. Sustentabilidade da produção animal baseada em pastagens consorciadas e no emprego de leguminosas exclusivas, na forma de banco de proteína, nos trópicos brasileiros. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 37, n. July, p. 51-67, 2008. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982008001300008>.

BERTHELIN, J.; LABA, M.; LEMAIRE, G.; POWLSON, D. S.; TESSIER, D.; WANDER, M. M.; BAVEYE, P. C. Soil carbon sequestration for climate change mitigation: Mineralization kinetics of organic inputs as an overlooked limitation. **European Journal of Soil Science**. v. 73, n. 13221, 2022. <https://doi.org/10.1111/ejss.13221>

BEZERRA, C. B.; SOUZA JUNIOR, A. J.; CORRÊIA, M. M.; LIMA, J. R. S.; SANTORO, K. R.; SOUZA, E. S.; OLIVEIRA, C. L. Latossolo húmico sob pastagem com diferentes intensidades de usos : atributos químicos e físico-hídricos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 1, p. 1-9, 2019. <https://doi.org/10.5039/agraria.v14i1a5603>.

BIELUCZYK, W.; PICCOLO, M. C.; PEREIRA, M. G.; MORAES, M. T.; SOLTANGHEISI, A.; BERNARDI, A. C. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; OLIVEIRA, P. P. A.; MOREIRA, M. Z.; CAMARGO, P. B.; DIAS, C. T. S.; BATISTA, I.; CHERUBIN, M. R. Integrated farming systems influence soil organic matter dynamics in southeastern Brazil. **Geoderma**, v. 371, n. July, p. 114368, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114368>

BLAGODATSKAYA, E.; YUYUKINA, T.; BLAGODATSKY, S.; KUZYAKOV. Turnover of soil organic matter and of microbial biomass under C3-C4 vegetation change: consideration of ^{13}C fractionation and preferential substrate utilization. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 1, p. 159-166, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.09.028>

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. **Critical reviews in plant sciences**, v. 23, n. 6, p. 481-504, 2010. <https://doi.org/10.1080/07352680490886842>

BLANCO-CANQUI, H.; LAL, R. No-Tillage and Soil-Profile Carbon Sequestration : An On-Farm Assessment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 72, n. 3, p. 693-701, 2008.

BLUNDEN, J.; ARNDT, D. S. State of the Climate in 2018. Bull. **American Meteorological Society**, 100(9), Si-S305, 2019.

BODDEY, R. M.; MACEDO, R.; TARRÉ, R. M.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, O. C.; REZENDE, C. D. P.; CANTARUTTI, R. B.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: The key to understanding the process of pasture decline. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 103, n. 2, p. 389-403, 2004.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.12.010>.

BODDEY, R. M.; CASAGRANDE, D. R.; HOMEN, B. G. C.; ALVES, B. J. R. Forage legumes in tropical grass pastures in Brazil and likely impacts on greenhouse gas emissions. **Grass Forage Science**, v. 75, p. 357-371, 2020. <https://doi.org/10.1111/gfs.12498>

BODDEY, R. M.; JANTALIA, C. P.; ZANATTA, J. A.; CONCEIÇÃO, P. C.; BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; DIECKOW, J.; SANTOS, H. P.; DENARDIN, J. E.; AITA, C.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S. Carbon accumulation at depth in Ferralsols under zero-till subtropical agriculture in southern Brazil. **Global Change Biology**. v. 16, p. 784-795, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02020.x>

BRAZ, S. P. URQUIAGA, S.; ALVES, B. J. R. JANTALIA, C. P.; GUIMARÃES, A. P.; SANTOS, C. A.; SANTOS, S.C.; PINHEIRO, E.F.M.; BODDEY, R. M. Soil carbon stocks under productive and degraded Brachiaria pastures in the Brazilian Cerrado. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, n. 3, p. 914-928, 2013. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0269>

BRONICK, C. J.; LAL, R. Soil structure and management: a review. **Geoderma**, 124(1-2), 3-22, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>

CANTARUTTI, R. B.; TARRÉ, R.; MACEDO, R.; CADISCH, G.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; BRAGA, J. M.; GOMIDE, J. A.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of grazing intensity and the presence of a forage legume on nitrogen dynamics in Brachiaria pastures in the Atlantic forest region of the south of Bahia, Brazil. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 64, p. 257-271, 2002.

CARVALHO, L. R.; PEREIRA, L. E. T.; HUNGRIA, M.; CAMARGO, P. B.; SILVA, S. C. Nodulation and biological nitrogen fixation (BNF) in forage peanut (*Arachis pintoi*) cv. Belmonte subject to grazing regimes. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 278, p. 96-106, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.02.016>

CERRI, C. E. P.; SPAROVEK, G.; BERNOUX, M.; EASTERLING, W. E.; MELILLO, J. M.; CERRI, C. C. Tropical agriculture and global warming: Impacts and mitigation options. **Scientia Agricola**, v. 64, n. 1, p. 83-99, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0103-90162007000100013>.

CERRI, C.C.; FELLER, C.; BALESSENT, J.; VICTORIA, R.; PLENECASSEGNE, A. Application du traçage isotopique naturel en ¹³C, à l'étude de la dynamique de la matière organique dans les sols. **Comptes Rendus de l'Académie des Sciences**. v. 11, p. 423-428, 1985.

CHAPUIS-LARDY, L.; BROSSARD, M.; ASSAD, M. L. L.; LAURENT, J. Y. Carbon and phosphorus stocks of clayey Ferralsols in Cerrado native and agroecosystems, Brazil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 92, p. 147-158, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0167-6228809\(01\)00303-6](https://doi.org/10.1016/S0167-6228809(01)00303-6)

CHA-UN, N.; CHIDTHAISONG, A.; YAGI, K., SUDO, S.; TOWPRAYOON, S. Greenhouse gas emissions, soil carbon sequestration and crop yields in a rain-fed rice field with crop rotation management. **Agriculture, Ecosystems & Environment**. v. 237, n. january, p. 109-120, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.12.025>.

CHEN, S.; ARROUAYS, D.; ANGERS, D. A.; MARTIN, M. P.; WALTER, C. Soil carbon stocks under different land uses and the applicability of the soil carbon saturation concept. **Soil & Tillage Research**, v. 188, n. May, p. 53-58, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.11.001>.

CHEN, S.; ZOU, J.; HU, Z.; LU, Y. Temporal and spatial variations in the mean residence time of soil organic carbon and their relationship with climatic, soil and vegetation drivers. **Global and Planetary Change**, v. 195, p. 103-359, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2020.103359>

CHENU, C.; ANGERS, D. A.; BARRÉ, P.; DERRIEN, D.; ARROUAYS, D.; BALESSENT, J. Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. **Soil and Tillage Research**. v. 199, p. 41-52, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.04.011>

CHONÉ, T.; ANDREUX, F.; CORREA, J. C.; VOLKOFF, B.; CERRI, C. C. Changes in organic matter in an oxisol from the central Amazonian Forest during eight years as pasture, determined by ¹³C isotopic composition. **Developments in Geochemistry**. v. 6, p. 397-405, 1991. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-88900-3.50043-6>

CLAESSEN, M. E. C.; BARRETO, W.O.; PAULA, J. L.; DUARTE, M. **Manual de métodos de análise de solo**. Embrapa, Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1997. Retrieved from: https://www.agencia.cnptia.embrapa.br/Repositorio/Manual+de+Metodos_000fzvh.otqk02wx5ok0q43a0ram31wtr.pdf

CONANT, R. T.; CERRI, C. E. P.; OSBORNE, B. B.; PAUSTIAN, K. Grassland management impacts on soil carbon stocks: A new synthesis. **Ecological Applications**, v. 27, n. 2, p. 662-668, 2017. <https://doi.org/10.1002/eap.1473>.

CONANT, R. T.; CERRI, C. E. P.; OSBORNE, B. B.; PAUSTIAN, K. Grassland management impacts on soil carbon stocks: a new synthesis. **Ecological Applications**, v. 27, p. 662-668, 2017. <https://doi.org/10.1002/eap.1473>

CONRAD, K. A.; DALAL, R. C.; DALZELL, S. A.; ALLEN, D. E.; MENZIES, N. W. The sequestration and turnover of soil organic carbon in subtropical leucaena-grass pastures. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 248, n. October, p. 38-47, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.07.020>.

COSTA JUNIOR, C.; CORBEELS, M.; BERNOUX, M.; PICCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; SCOPEL, E.; LAL, R. Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: Comparing the synchronic and diachronic approaches. **Soil and Tillage Research**, v. 134, p. 207-212, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.08.010>

COSTA, O. V.; CANTARUTTI, R. B.; FONTES, L. E. F.; COSTA, L. M.; NACIF, P. G. S.; FARIA, J. C. Estoque de carbono do solo sob pastagem em área de tabuleiro costeiro no sul da Bahia. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, n. 5, p. 1137–1145, 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000500007>

COTRUFO, M. F.; LAVALLEE, J. M. Soil organic matter formation, persistence, and functioning: A synthesis of current understanding to inform its conservation and regeneration. **Advances in agronomy**, v. 172, p. 1-66, 2022.

- DE DEYN, G. B.; SHIEL, R. S.; OSTLE, N. J.; MCNAMARA, N. P.; OAKLEY, S.; YOUNG, I.; FREEMAN, C.; FENNER, N.; QUIRK, H.; BARDGETT, R. D. Additional carbon sequestration benefits of grassland diversity restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 3, p. 600-608, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01925.x>
- DELEVATTI, L. M.; CARDOSO, A. S.; BARBERO, R.P.; LEITE, R. G.; ROMANZINI, E. P.; RUGGIERI, A. C.; REIS, R. A. Effect of nitrogen application rate on yield, forage quality, and animal performance in a tropical pasture. **Nature Science Reports**. v. 9, n. 7596, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44138-x>
- DENG, L.; WANG, K.; TANG, Z.; SHANGGUAN, Z. Soil organic carbon dynamics following natural vegetation restoration: Evidence from stable carbon isotopes ($\delta^{13}\text{C}$). **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 221, p. 235-244, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.048>.
- DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KOGEL-KNABNER, I. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil and Tillage Research**. v. 81, p. 87-95, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.05.003>
- DÜMIG, A.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M. F.; KNABNER, I. K. The role of lignin for the $\delta^{13}\text{C}$ signature in C4 grassland and C3 forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 57, n. February, p. 1-13, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.06.018>.
- EZE, S.; PALMER, S. M.; CHAPMAN, P. J. Soil organic carbon stock and fractional distribution in upland grasslands. **Geoderma**, v. 314, n. October 2016, p. 175-183, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.11.017>.
- FEIGL, B.J.; MELILLO, J.; CERRI, C. C. Changes in the origin and quality of soil organic matter after pasture introduction in Rondônia (Brazil). **Plant Soil**, v. 175, p. 21-29, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF02413007>
- FELLER, C.; BEARE, M. H. Physical control of soil organic matter dynamics in the tropics. **Geoderma**, v. 79, n. 1-4, p. 69-116, 1997.
- FERREIRA, D.F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia (Lavras)**, v. 35, p. 1039-1042, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>
- FISHER, M.J.; BRAZ, S.P., SANTOS, R.S.M.; URQUIAGA, S.; ALVES, B.J.R.; BODDEY, R.M. Another dimension to grazing systems: Soil carbon. *Tropical Grassland*. 41, 65-83. **Global Landscapes Forum**, 2019. (<https://news.globallandscapesforum.org/viewpoint/large-scale-restoration-alreadyunderway-in-the-brazilian-atlantic-forest/> - accessed 12 October 2022.
- FISHER, M.J.; RAO, I.M.; AYARZA, M.A.; LASCANO, C.E.; SANZ, J.I.; THOMAS, R.J.; VERA, R.R. Carbon storage by introduced deep-rooted grasses in the South American savannas. **Nature**, v. 371, p. 236-238, 1994. <https://doi.org/10.1038/371236a0>
- FREITAS, L. O.; CASAGRANDE, I. A.; SILVA, J. C.; CAMPOS, L. S.; COSTA, M. C. Estoque de carbono de latossolos em sistemas de manejo natural e alterado. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 228-239, 2018. <https://doi.org/10.5902/1980509831575>.

FUJII, K.; MORIOKA, K.; HAYAKAWA, C.; INAGAKI, Y.; HANGS, R. D.; ANDERSON, D. W.; MCCONKEY, B. G. Litter decomposition and soil organic carbon stabilization in a Kastanozem of Saskatchewan, Canada. **Geoderma Regional**, 23, e00348, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2020.e00348>

FUJISAKI, K.; CHAPUIS-LARDY, L.; ALBRECHT, A.; RAZAFIMBELO, T.; CHOTTE, J. L.; CHEVALLIER, T. Data synthesis of carbon distribution in particle size fractions of tropical soils: Implications for soil carbon storage potential in croplands. **Geoderma**, 313, 41-51, 2018.

GODDE, C. M., DE BOER, I. J., ZU ERMGASSEN, E., HERRERO, M., VAN MIDDELAAR, C. E., MULLER, A., ... & GARNETT, T. (2020). Soil carbon sequestration in grazing systems: managing expectations. **Climatic Change**, 1-7. <https://doi.org/10.1007/s10584-020-02673-x>

GOMES, F. K.; OLIVEIRA, M.; HOMEM, B. G. C.; BODDEY, R. M.; BERNARDES, T. F.; GIONBELLI, M. P.; LARA, M. A. S.; CASAGRANDE, D. R. Effects of grazing management in brachiaria grass-forage peanut pastures on canopy structure and forage intake. **Journal of Animal Science**, v. 96, p. 3837–3849. 2018. <https://doi.org/10.1093/jas/sky236>

GONG, J. R.; WANG, Y.; LIU, M.; HUANG, Y.; YAN, X.; ZHANG, Z.; ZHANG, W. Effects of land use on soil respiration in the temperate steppe of Inner Mongolia, China. **Soil and Tillage Research**, v. 144, n. december, p. 20-31, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.still.2014.06.002>

HASSINK, J. The capacity of soils to preserve organic C and N by their association with clay and silt particles. **Plant Soil**, v. 191, p. 77-87, 1997.

HEIMANN, M.; REICHSTEIN, M. Terrestrial ecosystem carbon dynamics and climate feedbacks. **Nature**, v. 451, n. 7176, p. 289-292, 2008.

HOMEM, B. G.; LIMA, I. B.; SPASIANI, P. P.; FERREIRA, I. M.; BODDEY, R. M.; BERNARDES, T. F.; DUBEUX JR, J. C. B.; CASAGRANDE, D. R. Palisadegrass pastures with or without nitrogen or mixed with forage peanut grazed to a similar target canopy height. 1. Effects on herbage mass, canopy structure and forage nutritive value. **Grass and Forage Science**, v. 76, n. 3, p. 400-412, 2021a. DOI: 10.1111/gfs.12532

HOMEM, B. G. C.; LIMA, I. B. G.; SPASIANI, P. P.; BORGES, L. P. C.; BODDEY, R. M.; DUBEUX, J. C. B. J.; BERNARDES, T. F.; CASAGRANDE, D. R. Palisadegrass pastures with or without nitrogen or mixed with forage peanut grazed to a similar target canopy height. 2. Effects on animal performance, forage intake and digestion, and nitrogen metabolism. **Grass Forage Science**, v. 76, p. 413-426, 2021a. <https://doi.org/10.1111/gfs.12533>

HOMEM, B. G. C.; LIMA, I. B. G.; SPASIANI, P.P.; GUIMARÃES, B. C.; GUIMARÃES, G. D.; BERNARDES, T. F.; REZENDE, C. P.; BODDEY, R. M.; CASAGRANDE, D. R. N-fertiliser application or legume integration enhances N cycling in tropical pastures. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 121, n. september, p. 167-190, 2021b. <https://doi.org/10.1007/s10705-021-10169-y>

HUANG, X.; JIA, Z.; GUO, J.; LI, T.; SUN, D.; MENG, H.; YU, G.; HE, X.; RAN, W.; ZHANG, S.; HONG, J.; SHEN, Q. Ten-year long-term organic fertilization enhances carbon sequestration and calcium-mediated stabilization of aggregate-associated organic carbon in a

reclaimed Cambisol. **Geoderma**, 355, 113880, 2019.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113880>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia Estatística. Censo agropecuário 2017- Resultados preliminares. **Censo agropecuário.**, Rio de Janeiro, v. 7, p.1-108, 2017.

IBGE–LSPA 2022. **Area and yield of Crops 2021 and 2022** - Accessed 05/10/2022 at: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/9201-levantamento-sistematico-da-producao-agricola.html?=&t=resultados>

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia. **Banco de Dados Meteorológicos do INMET.** 2023. <https://bdmep.inmet.gov.br/>.

IPCC. In: METZ, B., DAVIDSON, O.R., BOSCH, P. R., DAVE, R., MEYER, L. A. (Eds.), **Climate Change 2007: Mitigation.** Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK, and New York, USA, 2007.

JANK, L.; BARRIOS, S. C.; VALLE, C. B.; SIMEÃO, R. M.; ALVES, G. F. The value of improved pastures to Brazilian beef production. **Crop and Pasture Science**, v. 65, n. 11, p.1132-1137, 2014. <https://doi.org/10.1071/CP13319>.

JANTALIA, C. P.; RESCK, D. V. S.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Effect of tillage intensity on carbon stocks under a soybean-based crop rotation in the Brazilian Cerrado. **Soil and Tillage Research**. v. 85, p. 97-109, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.11.005>

JENKINSON, D.S.; RAYNER, J.H. The turnover of soil organic matter in some of the Rothamsted classical experiments. **Soil Science**, v. 123, p. 298-305, 1977. <https://doi.org/10.1097/00010694-197705000-00005>

JOHNSTON, A.E.; POULTON, P.R.; COLEMAN, K. Soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. **Advances in Agronomy**. v. 101, p. 1-57, 2009. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(08\)00801-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(08)00801-8)

KÄMPF, I.; HOLZEL, N.; STORRLE, M.; BROLL, G.; KIEHL, K. Potential of temperate agricultural soils for carbon sequestration: A meta-analysis of land-use effects. **Science of the Total Environment**, v. 566-567, p. 428-435, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.067>.

KASSAM, A.; FRIEDRICH, T.; DERPSCH, R. Global spread of Conservation Agriculture. **International Journal of Environmental Studies**, v. 76, n. 1, p. 1-23, 2018. <https://doi.org/10.1080/00207233.2018.1494927>

KELLOGG, E. A. C4 photosynthesis. **Current Biology**. v. 23, n. 14, 2013.

KERRÉ, B.; HERNANDEZ-SORIANO, M. C.; SMOLDERS, E. Science of the Total Environment Partitioning of carbon sources among functional pools to investigate short-term priming effects of biochar in soil : A ^{13}C study. **Science of the Total Environment**, v. 547, n. 15, p. 30–38, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.107>.

KIRKBY, C. A.; KIRKEGAARD, J. A.; RICHARDSON, A. E.; WADE, L. J.; BLANCHARD,

C.; BATTEN, G. Stable soil organic matter: a comparison of C: N: P: S ratios in Australian and other world soils. **Geoderma**, v. 163, n.3, p. 197-208, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.04.010>.

KIRKBY, C. A.; RICHARDSON, A. E.; WADE, L. J.; BATTEN, G. D.; BLANCHARD, C.; KIRKEGAARD, J. A. Carbon-nutrient stoichiometry to increase soil carbon sequestration. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 60, n. May, p. 77-86. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.01.011>.

KOPECKÝ, M.; PETERKA, J.; KOLAR, L.; KONVELINA, P.; MAROUSEK, J.; VACHALOVA, R.; HEROUT, M.; STRUNECKY, BATT, J.; TRAN, D. K. Influence of selected maize cultivation technologies on changes in the labile fraction of soil organic matter sandy-loam cambisol soil structure. **Soil and Tillage Research**, v. 207, p. 104865, 2021.

KOPITTKE, P. M.; DALAL, R. C.; HOESCHEN, C., LI, C.; MENZIES, N. W.; MUELLER, C. W. Soil organic matter is stabilized by organo-mineral associations through two key processes: The role of the carbon to nitrogen ratio. **Geoderma**, 357, 113974, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.113974>

KOUTIKA, L. S.; BARTOLI, F.; ANDREUX, F.; CERRI, C. C.; BURTIN, G.; CHONÉ, T.; PHILIPPY, R. Organic matter dynamics and aggregation in soils under rain forest and pastures of increasing age in the eastern Amazon Basin. **Geoderma**, v. 76, p. 87-112, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00105-X](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00105-X)

LAL, R. Promise and limitations of soils to minimize climate change. **Journal of soil and water conservation**, v. 63, n. 4, p.113-118, 2008. <https://doi.org/10.2489/jswc.63.4.113A>.

LAL, R. Sequestering carbon in soils of agro-ecosystems. **Food Policy**, v. 36, n. January, p. 33–39, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.foodpol.2010.12.001>

LAL, R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, v. 304, n. 5677, p. 1623-1627, 2004. [10.1126/science.1097396](https://doi.org/10.1126/science.1097396).

LAL, R.; NEGASSA, W.; LORENZ, K. Carbon sequestration in soil. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 15, p. 79-86, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>

LANGE, M.; EISENHAEUER, N.; SIERRA, C. A.; BESSLER, H.; ENGELS, C.; GRIFFITHS, R. I.; VÁZQUEZ, P. G. M.; MALIK, A. A.; ROY, J.; SCHEU, S.; STEINBEISS, S.; THOMSON, B. C.; TRUMBORE, S. E.; GLEIXNER, G. Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. **Nature Communications**, v. 6, n. 6707, 2015. doi: [10.1038/ncomms7707](https://doi.org/10.1038/ncomms7707) (2015).

LAROCA, J. V. S.; SOUZA, J. M. A.; PIRES, G. C.; PIRES, G. J. C.; PACHECO, L. P.; SILVA, F. D.; WRUCK, F. J.; CARNEIRO, M. A. C.; SILVA, L. S.; SOUZA, E. D. Soil quality and soybean productivity in crop-livestock integrated system in no-tillage. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 53, n. 11, p. 1248-1258, 2018. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018001100007>

LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L.; COTRUFO, M. F. Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21 st century. **Global**

Change Biology, v., p. 261-273, 2019.

LEHMANN, J.; KLEBER, M. The contentious nature of soil organic matter. **Nature**, v. 528, n. 7580, p. 60-68, 2015. doi:10.1038/nature16069

LI, Q.; YU, P.; LI, G.; ZHOU, D. Grass–legume ratio can change soil carbon and nitrogen storage in a temperate steppe grassland. **Soil and Tillage Research**, v. 157, p. 23-31, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.08.021>

LIU, F.; WANG, X.; CHI, Q.; TIAN, M. Spatial variations in soil organic carbon, nitrogen, phosphorus contents and controlling factors across the “Three Rivers” regions of southwest China. **Science of The Total Environment**, v. 794, n. 148795, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148795>

LIU, S.; ZAMANIAN, K.; SCHLEUSS, P. M.; ZAREBANADKOUKI, M.; KUZYAKOV, Y. Degradation of Tibetan grasslands: Consequences for carbon and nutrient cycles. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 252, n. January, p. 93-104, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.10.011>.

LIU, Y.; ZHANG, Z.; TONG, L.; KHALIFA, M.; WANG, Q.; GANG, C.; WANG, Z.; LI, J.; SUN, Z. Assessing the effects of climate variation and human activities on grassland degradation and restoration across the globe. **Ecological Indicators**, v. 106, n. June, p. 105504, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105504>.

LOCATELLI, J. L.; SANTOS, R. S.; CHERUBIN, M. R.; CERRI, C. E. Changes in soil organic matter fractions induced by cropland and pasture expansion in Brazil's new agricultural frontier. **Geoderma Regional**, v. 28, n. 00474, 2022.

MACEDO, M. C. M. Pastagens no 718 ecossistema cerrados: Pesquisas para desenvolvimento sustentável. In: **Anais da Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, Brasília, DF. p. 28–62, 1995.

MACHADO, P. L. O. A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Quimica Nova**, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422005000200026>.

MANDAL, B.; MAJUMDER, B.; BANDYOPADHYAY, P. K.; HAZRA, G. C.; GANGOPADHYAY, A.; SAMANTARAY, R. N.; MISHRA, A. K.; CHAUDHURY, J.; SAHA, M. N.; KUNDU, S. The potential of cropping systems and soil amendments for carbon sequestration in soils under long-term experiments in subtropical India. **Global change biology**, 13(2), 357-369, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01309.x>

MARSCHNER, B.; BRODOWSKI, S.; DREVES, A.; GLEIXNER, G.; GUDE, A.; GROOTES, P. M.; HAMER, U.; HEIM, A.; JANDL, G.; JI, R.; KAISER, K.; KALBITZ, K.; KRAMER, C.; LEINWEBER, P.; RETHEMEYER, J.; SCHAFFER, A.; SCHMIDT, M. W. I.; SCHWARK, L.; WIESENBERG, G. L. B. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils. **Journal of plant nutrition and soil science**, 171(1), 91-110, 2008. <https://doi.org/10.1002/jpln.200700049>

MCNALLY, S. R.; BEARE, M. H.; CURTIN, D.; MEENKEN, E. D.; KELLIHER, F. M.; PEREIRA, R. C.; SHEN, Q.; BALDOCK, J. Soil carbon sequestration potential of permanent

pasture and continuous cropping soils in New Zealand. **Global Change Biology**, 23(11), 4544-4555, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13720>

MCSHERRY, M. E.; RITCHIE, M. E. Effects of grazing on grassland soil carbon: a global review. **Global change biology**, v. 19, n. 5, p. 1347-1357, 2013. <https://doi.org/10.1111/gcb.12144>

MEENA, V. S.; MONDAL, T.; PANDEY, B. M.; MUKHERJEE, A.; YADAV, R. P.; CHOUDHARY, M.; SINGH, S.; BISHT, J. K.; PATTANAYAK, A. Land use changes: Strategies to improve soil carbon and nitrogen storage pattern in the mid-Himalaya ecosystem, India. **Geoderma**, 321, 69-78, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.02.002>

MENEGAT, S.; LEDO, A.; TIRADO, R. Greenhouse gas emissions from global production and use of nitrogen synthetic fertilisers in agriculture. **Scientific Reports**, v. 12, n. 1, p. 1-13, 2022.

MEYER, N.; BORNEMANN, L.; WELP, G.; SCHIEDUNG, H.; HERBST, M.; AMELUNG, W. (2017). Carbon saturation drives spatial patterns of soil organic matter losses under long-term bare fallow. **Geoderma**, v. 306, p. 89-98, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.07.004>

MINASNY, B.; MALONE, B.P.; MCBRATNEY, A.B.; ANGERS, D.A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; CHAPLOT, V.; CHEN, Z.S.; CHENG, K.; DAS, B.S.; FIELD, D.J.; GIMONA, A.; HEDLEY, C.B.; HONG, S.Y.; MANDAL, B.; MARCHANT, B.P.; MARTIN, M.; MCCONKEY, B.G.; MULDER, V.L.; O'ROURKE, S.; RICHER-DE-FORGES, A.C.; ODEH, I.; PADARIAN, J.; PAUSTIAN, K.; PAN, G.; POGGIA, L.; SAVIN, I.; STOLBOVOY, V.; SULAEMAN, Y.; STOCKMANN, U.; SULAEMAN, Y.; TSUI, C.C.; VAGEN, T.G.; VANWESEMAEL, B.; WINOWIECKI, L. Soil carbon 4 per mille. **Geoderma**, v. 292, p. 59-86, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>

MOINET, G.Y.K.; HIJBEEK, R.; VAN VUUREN, D.P.; GILLER, K.E. Carbon for soils, not soils for carbon. **Global Change Biology**, v. 29, n. 9, p. 2384-2398, 2023. <http://dx.doi.org/10.1111/gcb.16570>

MORAES, J.F.L.; VOLKOFF, B.; CERRI, C.C.; BERNOUX, M. Soil properties under Amazon forest and changes due to pasture installation in Rondônia, Brazil. **Geoderma**, v. 70, p. 63-81, 1996. [https://doi.org/10.1016/0016-7061\(95\)00072-0](https://doi.org/10.1016/0016-7061(95)00072-0)

NEILL, C.; MELILLO, J.M.; STEUDLER, P.A.; CERRI, C.C.; MORAES, J.F.L.; PICCOLO, M.C.; BRITO, M. Soil carbon and nitrogen stocks following forest clearing for pasture in the southwestern Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, v. 7, n. 4, p. 1216-1225, 1997. <https://doi.org/10.2307/2641209>

NESPER, M.; BÜNEMANN, E. K.; FONTE, S. J.; RAO, I. M.; VELÁSQUEZ, J. E.; RAMIREZ, B.; HEGGLIN, D.; FROSSARD, E.; OBERSON, A. Pasture degradation decreases organic P content of tropical soils due to soil structural decline. **Geoderma**, v. 257-258, p. 123-133, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.10.010>.

NEWCOMB, C. J.; QAFOKU, N. P.; GRATE, J. W.; BAILEY, V. L.; DE YOREO, J. J. Developing a molecular picture of soil organic matter–mineral interactions by quantifying

organo-mineral binding. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 396, 2017. DOI: 10.1038/s41467-017-00407-9

OLIVEIRA, D. M. S.; TAVARES, R. L M.; LOSS, A.; MADARI, B. E.; CERRI, C. E. P.; ALVES, B. J. R.; PEREIRA, M. G.; CHERUBIN, M. R. Climate-smart agriculture and soil C sequestration in Brazilian Cerrado: a systematic review. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Special Issue, 2023. DOI: 10.36783/18069657rbc20220055

OLIVEIRA, F. E. R.; OLIVEIRA, J. M.; XAVIER, F. A. S. Changes in soil organic carbon fractions in response to cover crops in an orange orchard. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 40, 2016. <https://doi.org/10.1590/18069657rbc20150105>

OZLU, E.; ARRIAGA, F. J. The role of carbon stabilization and minerals on soil aggregation in different ecosystems. **Catena**, 202, 105303, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2021.105303>

PARRAS-ALCÁNTARA, L.; DÍAZ-JAIMES, L.; LOZANO-GARCÍA, B. Management effects on soil organic carbon stock in Mediterranean open rangelands—treeless grasslands. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 1, p. 22-34, 2015. <https://doi.org/10.1002/ldr.2269>

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 5, p. 1633-1644, 2007. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>

PEOPLES, M. B.; HAUGGAARD-NIELSEN, H.; HUGUENIN-ELIE, O.; JENSEN, E. S.; JUSTES, E.; WILLIAMS, M. The Contributions of Legumes to Reducing the Environmental Risk of Agricultural Production. **Agroecosystem Diversity**, p. 123-143, 2019. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00008-X>.

PEREIRA, J.M.; REZENDE, C. P.; BORGES, A.M.F.; HOMEN, B.G.C.; CASAGRANDE, D.R. MACEDO, T.M.; ALVES, B.J.R.; SANT'ANNA, S.A.C.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Production of beef cattle grazing on *Brachiaria brizantha* (Marandu grass) - *Arachis pintoi* (forage peanut cv. Belomonte) mixtures exceeded that on grass monocultures fertilized with 120 kg N/ha. **Grass Forage Science**, v. 75, p. 28-36, 2022. <https://doi.org/10.1111/gfs.12463>

PEREIRA, L. E. T.; PAIVA, A. J.; GUARDA, V. D.; PEREIRA, P. M.; CAMINHA, F. O.; DA SILVA, S. C. Herbage utilisation efficiency of continuously stocked marandu palisade grass subjected to nitrogen fertilisation. **Scientia Agricola**, v. 72, p. 114-123, 2015. <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2014-0013>

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

POULTON, P.R.; JOHNSTON, J.; MACDONALD, A.; WHITE, R.E.; POWLSON, D.S. Major limitations to achieving "4 per 1000" increases in soil organic carbon stock in temperate regions: Evidence from long-term experiments at Rothamsted research, United Kingdom. **Global Change Biology**, v. 24, p. 2563-2584, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14066>

R Development Core Team 2018. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Available online at: (<https://www.R-project.org/>-- Accessed 02 Dec 2021).

RAMALHO, I. O.; REZENDE, C. D. P.; PEREIRA, J. M.; MACEDO, R. D. O.; SANTOS, C. A. D.; MONTEIRO, R. C.; ALVES, B. J. R.; CARVALHO, I. N. O.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Deposition and decomposition of litter in periods of grazing and rest of a tropical pasture under rotational grazing. **Ciência Rural**, v. 49, n. 12, 2019. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20190266>

RAMESH, T. BOLAN, N. S.; KIRKHAM, M. B.; WIJESKARA, H.; KANCHIKERIMATH, M.; RAO, C. S.; SANDEEP, S.; RINKLEBE, J.; OK, Y. S.; CHOUDHURY, B. U.; WANG, H.; TANG, C.; WANG, X.; SONG, Z.; FREEMAN II, O. W. Soil organic carbon dynamics: Impact of land use changes and management practices: A review. **Advances in Agronomy**, v. 156, p. 1–107, 2019. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.02.001>.

REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; MACEDO, T.M.; BORGES, A.M.F.; CARVALHO, G.G.P.; LOBÃO, É.S.P.; NICORY, I.M.C. Ganho de peso de novilhos em pastagens de capim-cameroon e capim-braquiaraço. **Semina Ciências Agrárias**. v. 36, p. 2185-2194, 2015. <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2015v36n3Supl1p2185>

RODRIGUES, L.A.T.; DIECKOW, J.; GIACOMINI, S.J.; OTTONELLI, A.S.; ZORZO, G.P.P.; BAYER, C. Carbon sequestration capacity in no-till soil decreases in the long-term due to saturation of fine silt plus clay-size fraction. **Geoderma**, v. 412, p. 115711, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115711>

ROSA, R.; SANO, E. E.; ROSENDO, J. S. Estoque de carbono em solos sob pastagens cultivadas na bacia hidrográfica do rio paranaíba. **Sociedade & Natureza**, v. 26, n. 2, p. 333-351, 2014. <https://doi.org/10.1590/1982-451320140210>.

ROSCOE, R.; BUURMAN, P.; VELTHORST, E. J.; VASCONCELLOS, C. A. Soil organic matter dynamics in density and particle size fractions as revealed by the ¹³C/¹²C isotopic ratio in a Cerrado's oxisol. **Geoderma**, v. 104, p. 185-202, 2001. [https://doi.org/10.1016/S0016-7627061\(01\)00080-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7627061(01)00080-5)

ROSINGER, C.; KEIBLINGER, K.; BIEBER, M.; BERNARDINI, L. G.; HUBER, S.; MENTLER, A.; SAE-TUN, O.; SCHARF, B.; BODNER, G. On-farm soil organic carbon sequestration potentials are dominated by site effects, not by management practices. **Geoderma**, v. 433, n. may, n. 116466, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116466>

ROWLEY, M. C.; GRAND, S.; VERRECCHIA, É. P. Calcium-mediated stabilisation of soil organic carbon. **Biogeochemistry**, 137(1), 27-49, 2018.

SÁ, J. C. M.; TIVET, F.; LAL, R.; BRIEDIS, C.; HARTMAN, D. C.; SANTOS, J. Z.; SANTOS, J. B. Long-term tillage systems impacts on soil C dynamics, soil resilience and agronomic productivity of a Brazilian Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 136, p. 38-50, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.09.010>.

SANDERS, W. L.; GAYNOR, P. J. Analysis of switchback data using Statistical Analysis System, Inc.® software. **J. Dairy Science**, v. 70, p. 2186-2191, 1987. [https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(87\)80273-4](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(87)80273-4)

SANT'ANNA, S. A. C.; JANTALIA, C.P.; SÁ, J. M.; VILELA, L.; MARCHÃO, R. L.; ALVES, B.J.R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil organic carbon during 22 years of pastures, cropping or integrated crop/livestock systems in the Brazilian Cerrado. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 108, p. 101-120, 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9812-z>

SANTANA, M. S.; SAMPAIO, E. V. D. S. B.; GIONGO, V.; MENEZES, R. S. C.; DE JESUS, K. N.; ALBUQUERQUE, E. R. G. M.; NASCIMENTO, D. M.; PAREYN, F. G. C.; CUNHA, T. J. F.; SAMPAIO, R. M. B.; PRIMO, D. C. Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. **Geoderma Regional**, v. 16, n. e00205, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2019.e00205>

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, E. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. **Geoderma**, v. 337, n. September 2018, p. 394-401, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>.

SANTOS, C. A.; MONTEIRO, R. C.; HOMEM, B. G. C.; SALGADO, L. S.; CASAGRANDE, D.R. PEREIRA, J. M.; REZENDE, C. P.; ALVES, B. J. R.; BODDEY, R. M. Productivity of beef cattle grazing *Brachiaria brizantha* cv. Marandu with and without nitrogen fertilizer application or mixed pastures with the legume *Desmodium ovalifolium*. **Grass Forage Science**, v. 78, n. 1, p. 147-160, 2022. <https://doi.org/10.1111/gfs.12581>

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J.F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; FILHO, J. C. A.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed., revisada e ampliada, Brasília, DF:Embrapa, 2018.

SARKHOT, D. V.; COMERFORD, N.; JOKELA, E. J.; REEVES, J. B.; HARRIS, W. G. Aggregation and aggregate carbon in a forested southeastern coastal plain spodosol. **Soil Science Society of America Journal**. v. 71, n. 6, p. 1779-1787, 2007. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0340>.

SCHMIDT, M.; TORN, M.; ABIVEN, S. DITTMAR, T.; GUGGENBERGE, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KNABNER, I. K.; LEHMANN, J.; MANNING, D. A. C.; NANNIPIERI, P.; RASSE, D. P.; WEINER, S.; TRUMBORE, S. E. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. **Nature**, v. 478, n. October, p. 49-56, 2011. <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SCHULP, C. J. E.; VERBURG, P. H. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 133, n. 1-2, p. 86-97, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.005>

SEEG - Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa. **Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas climáticas do Brasil**. 2021.

SIGNOR, D.; DEON, M. D. I.; CAMARGO, P. B. D.; CERRI, C. E. P. Quantity and quality of soil organic matter as a sustainability index under different land uses in Eastern Amazon. **Scientia Agricola**, n. 75,p. 225-232, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/1678-992X-2016-0089>

SILVA, I. R.; MENDONÇA, E. S. **Matéria orgânica do solo**. IN: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. *Fertilidade do Solo*. Viçosa, MG. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 2007.

SILVA, P. L. F.; OLIVEIRA, F. P.; PEREIRA, W. E.; BORBA, J. O. M.; TAVARES, D. D.; SANTOS, T. E. D.; MARTINS, A. F. Carbon stocks and hydric retention in grass biomass in the Paraíba agreste mesoregion. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering** v. 13, n. 2, p. 155-167, 2019. <https://doi.org/10.18011/bioeng2019v13n2p155-167>.

SINGH, M.; SARKAR, B.; SARKAR, S.; CHURCHMAN, J.; BOLAN, N.; MANDAL, S.; MENON, M.; PURAKAYASTHA, T. J.; BEERLING, D. J. Stabilization of soil organic carbon as influenced by clay mineralogy. **Advances in agronomy**, 148, 33-84, 2018. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.11.001>

SISTI, C. P. J.; SANTOS, H. P.; KOCHHANN, R. A.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R.M. Change in carbon and nitrogen stocks in soil under 13 years of conventional or zero tillage in southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 76, p. 39-58, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.08.007>

SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. **Plant and soil**, v. 241, n. April, p. 155-176, 2002.

SMITH, P.; FANG, C.; DAWSON, J. J.; MONCRIEFF, J. B. Impact of global warming on soil organic carbon. **Advances in agronomy**, 97, 1-43, 2008. [https://doi.org/10.1016/S0065-2113\(07\)00001-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2113(07)00001-6)

SONG, W.; LIU, Y.; TONG, X. Forest Ecology and Management Newly sequestered soil organic carbon varies with soil depth and tree species in three forest plantations from northeastern China. **Forest Ecology and Management**, v. 400, n. September, p. 384–395, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.012>.

SONG, X. Y.; SPACCINI, R.; PAN, G.; PICCOLO, A. Stabilization by hydrophobic protection as a molecular mechanism for organic carbon sequestration in maize-amended rice paddy soils. **Science of the total environment**, 458, 319-330, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.04.052>

STEINBEISS, S.; BEBLER, H.; ENGELS, C.; TEMPERTON, V. M.; BUCHMANN, N.; ROSCHER, C.; KREUTZIGER, Y.; BAADE, J.; HABEKOST, M.; GLEIXNER, G. Plant diversity positively affects short-term soil carbon storage in experimental grasslands. **Global Change Biology**, v. 14, n. 12, p. 2937-2949, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01697.x>

STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. Soil carbon saturation: concept, evidence and evaluation. **Biogeochemistry**, 86(1), 19-31, 2007. DOI 10.1007/s10533-007-9140-0

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I. M.; MURPHY, A. **Fisiologia e desenvolvimento vegetal**. 6. ed. – Porto Alegre: Artmed, 2017.

TARRÉ, R. M.; MACEDO, R.; CANTARUTTI, R. B.; REZENDE, C. P.; PEREIRA, J. M.; FERREIRA, E.; ALVES, B. J. R.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. The effect of the presence of a forage legume on nitrogen and carbon levels in soils under *Brachiaria* pastures in the Atlantic forest region of the South of Bahia, Brazil. **Plant Soil**, v. 234, p. 15-26, 2001. <https://doi.org/10.1023/A:1010533721740>

TELLES, E. C. C.; CAMARGO, P. B.; MARTINELLI, L.A.; TRUMBORE, S. E.; COSTA, E. S.; SANTOS, J.; HIGUCHI, N.; OLIVEIRA JR, R. C. O. Influence of soil texture on carbon dynamics and storage potential in tropical forest soils of Amazonia. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 17, n. 2, 2003. <https://doi.org/10.1029/2002GB001953>

TERRA, A. B. C.; FLORENTINO, L. A.; REZENDE, A. V.; SILVA, N. C. D. E. Leguminosas forrageiras na recuperação de pastagens no Brasil. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 42, n. 2, p. 305–313, 2019. <https://doi.org/10.19084/rca.16016>.

TRUJILLO, W.; FISHER, M. J.; LAL, R. Root dynamics of native savanna and introduced pastures in the Eastern Plains of Colombia. **Soil and Tillage Research**, v. 87, p. 28-38, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.038>

VICENTE, L. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Organic carbon within soil aggregates under forestry systems and pasture in a southeast region of Brazil. **Catena**, v. 182, n. November, p. 104139, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104139>.

VICENTE, L. C.; GAMA-RODRIGUES, E. F.; GAMA-RODRIGUES, A. C. Soil carbon stocks of Ultisols under different land use in the Atlantic rainforest zone of Brazil. **Geoderma Regional**, v. 7, n. 3, p. 330-337, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2016.06.003>.

VIDAL, A.; HIRTE, J.; BENDER, S. F.; MAYER, J.; GATTINGER, A.; HÖSCHEN, C.; SCHÄDLER, S.; IQBAL, T. M.; MUELLER, C. W. Linking 3D Soil Structure and Plant-Microbe-Soil Carbon Transfer in the Rhizosphere. **Frontiers Environmental Science**, v. 6, n. February, 2018. doi: 10.3389/fenvs.2018.00009

VON LÜTZOW, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; EKSCHMITT, K.; MATZNER, E.; GUGGENBERGER, G.; MARSCHNER, B.; FLESSA, H. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. **European journal of soil science**, 57(4), 426-445, 2006.

WAN, D.; MA, M.; PENG, N.; LUO, X.; CHEN, W.; CAI, P.; WU, L.; PAN, H.; CHEN, J.; YU, G.; HUANG, Q. Effects of long-term fertilization on calcium-associated soil organic carbon: Implications for C sequestration in agricultural soils. **Science of The Total Environment**, 772, 145037, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145037>

WELLS, J. M.; CROW, S. E.; SIERRA, C. A. DEENIK, J. L.; CARLSON, K. M.; MEKI, M. N.; KINIRY, J. Edaphic controls of soil organic carbon in tropical agricultural landscapes. **Scientific Reports**, v. 12, n. 21574, 2022. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-24655-y>

WERTH, M.; KUZYAKOV, Y. ¹³C fractionation at the root-microorganisms-soil interface: a review and outlook for partitioning studies. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, n. 9, p. 1372-1384, 2010.

WHITEHEAD, D.; SCHIPPER, L. A.; PRONGER, J.; MOINET, G. Y.; MUDGE, P. L.; PEREIRA, R. C.; KIRSCHBAUM, M. U. F.; MCNALLY, S. R.; BEARE, M. H.; CAMPS-ARBESTAIN, M. Management practices to reduce losses or increase soil carbon stocks in temperate grazed grasslands: New Zealand as a case study. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 265, p. 432-443, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.06.022>

WIESMEIER, M.; URBANSKI, L.; HOBLEY, E.; LANG, B.; VON LÜTZOW, M.; SPIOTTA, E. M.; WESEMAEL, B. V.; RABOT, E.; LIE, M.; FRANCO, N. G.; WOLLSCHLÄGER, U.; VOGEL, H. J.; KNABNER, I. K. Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma**, v. 333, n. 1, p. 149-162, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>

WINCK, B. R.; RIGOTTI, V. M.; SACCOL DE SÁ, E. L. Effects of different grazing intensities on the composition and diversity of Collembola communities in southern Brazilian grassland. **Applied Soil Ecology**, v. 144, n. December, p. 98-106, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.07.003>.

XU, X.; SCHAEFFER, S.; SUN, Z.; ZHANG, J.; AN, T.; WANG, J. Carbon stabilization in aggregate fractions responds to straw input levels under varied soil fertility levels. **Soil and Tillage Research**, v. 199, n. 104593, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104593>

YANG, J. Q.; ZHANG, X.; BOURG, I. C.; STONE, H. A. 4D imaging reveals mechanisms of clay-carbon protection and release. **Nature communications**, 12(1), 1-8, 2021. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20798-6>

ZHOU, G.; ZHOU, X.; HE, Y.; SHAO, J.; HU, Z.; LIU, R.; ZHOU, H.; HOSSEINIBAI, S. Grazing intensity significantly affects belowground carbon and nitrogen cycling in grassland ecosystems: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 23, n. 3, p. 1167-1179, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13431>.

ZINN, Y. L.; LAL, R.; BIGHAM, J. M.; RESCK, D. V. Edaphic controls on soil organic carbon retention in the Brazilian Cerrado: texture and mineralogy. **Soil Science Society of America Journal**, v. 71, n. 4, p. 1204-1214, 2007.

ZINN, Y. L.; MARRENJO, G. J.; SILVA, C. A. Soil C: N ratios are unresponsive to land use change in Brazil: A comparative analysis. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 255, n. March, p. 62-72, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.019>.

8. APÊNDICE

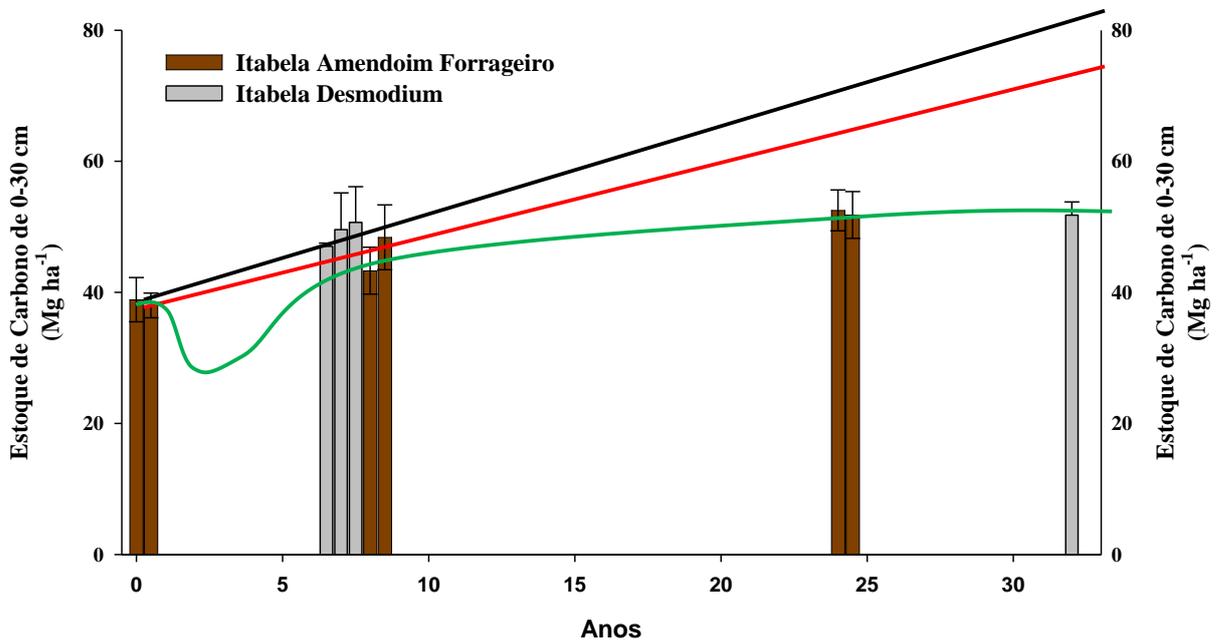


Figura 16. Estoque de Carbono do solo, ao longo dos anos, sob a vegetação nativa e experimento com pastagem em monocultura fertilizada com N e consorciada com leguminosa. *As barras de erro indicam erros padrão das médias. Linha Preta – Evolução do carbono no sistema consorciado com *Desmodium* caso o ganho de estoque de carbono ocorresse de forma linear; Linha Vermelha – Evolução do carbono no sistema consorciado com Amendoim forrageiro caso o ganho de estoque de carbono ocorresse de forma linear e Linha Verde – Comportamento existente na evolução do carbono no solo no sistema com Amendoim forrageiro, com queda inicial, ganho elevado nos primeiros anos e posterior chegada a um nível de equilíbrio.