

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DE PERNAMBUCO

GABRIELLE CUSTÓDIO MELO

**INDICADORES MICROBIOLÓGICOS, FRAÇÕES DO CARBONO E
ESTOQUES DE CARBONO E NITROGÊNIO EM SOLO SOB
SISTEMA SILVIPASTORIL NO AGreste MERIDIONAL DE
PERNAMBUCO**

RECIFE

2025

Gabrielle Custódio Melo
Bacharela em Agroecologia

**Indicadores microbiológicos, frações do carbono e estoques de carbono e nitrogênio
em solo sob sistema silvipastoril no Agreste Meridional de Pernambuco**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestra em Ciência do Solo.

Orientador: Prof. Dr. Mario de Andrade Lira Junior

Coorientador: Prof. Dr. Alexandre Carneiro Leão de Mello

**Recife
2025**

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas da UFRPE
Bibliotecária Suely Manzi – CRB/4 - 809

M528i Melo, Gabrielle Custódio
Indicadores microbiológicos, frações do carbono e estoques de carbono e nitrogênio em solo sob sistema silvipastoril no Agreste Meridional de Pernambuco / Gabrielle Custódio Melo. – 2025.
86 f.: il.

Orientador: Mario de Andrade Lira Junior.
Coorientador: Alexandre Carneiro Leão de Mello.
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Recife, BR-PE, 2025.
Inclui bibliografia.

1. Ciência do solo 2. Carbono orgânico total 3. Compostos orgânicos 4. Nutrientes minerais do solo 5. Microrganismo 6. Ecossistema I. Lira Junior, Mario de Andrade, orient. II. Mello, Alexandre Carneiro Leão de, coorient. III. Título

CDD 631.4

GABRIELLE CUSTÓDIO MELO

Indicadores microbiológicos, frações do carbono e estoques de carbono e nitrogênio em solo sob sistema silvipastoril no Agreste Meridional de Pernambuco

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestra em Ciência do Solo.

Aprovada em 06 de Agosto de 2025

Prof. Dr. Mario de Andrade Lira Junior

Orientador

Universidade Federal Rural de Pernambuco

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Alexandre Carneiro Leão de Mello

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Prof. Dr. Felipe José Cury Fracetto

Universidade Federal Rural de Pernambuco

Dedico esse trabalho a Elizabeth, *pois minha mãe é minha voz*. E ao meu amor de quatro patas, Lucky (*In memoriam*).

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha mãe, Elizabeth, por todo cuidado, inspiração e amor; ao meu pai, Severino, por todo o suporte; à minha irmã, Ana Clara; ao meu irmão, Felipe; e à minha cunhada, Bel. Obrigada por sempre me apoiarem e por serem minha maior motivação.

Aos meus cachorros, Lucky (*In memoriam*) e Lilica, por tornarem minha vida sempre mais leve e feliz, e também ao meu sobrinho dog, Chico. A certeza de uma acolhida e uma lambida alegre sempre foi uma renovação das minhas energias.

Ao André, por sempre me incentivar, apoiar e por ser um lugar de escuta e conforto. Obrigado por todo companheirismo.

Ao meu tio Edivaldo e à minha tia Patrícia pelo indispensável apoio. Obrigada por terem me levado até a cidade para a realização da prova e, por me acolherem em Recife. Vocês foram fundamentais nessa jornada, e levarei para sempre todo o amor e ajuda que me dedicaram.

Aos meus orientadores, o Prof. Dr. Mario Lira Junior, sempre paciente, bem-humorado e compreensivo, e o Prof. Dr. Alexandre Mello, sempre tão solícito, agradeço pela dedicação, apoio e orientação de ambos.

À Dayani, bolsista do projeto, com quem puder contar com a ajuda durante o desenvolvimento dessa pesquisa.

À Ana Flávia e ao Luís Augusto, por terem tornado parte da minha estadia em Recife mais leve e que sempre lembrei com carinho, e ao Pequeno Borges (Ricson), por ser meu orientador durante a graduação e amigo.

A todos que me ajudaram e incentivaram a chegar até aqui, em especial aos meus orientadores, Dr. Raul Porfírio e a Prof.^a Dra. Elida Barbosa.

Aos que me ajudaram a continuar nessa caminhada, em especial aos meus amigos da rural Sávio Roberto e Julio Calixto.

Aos meus agromigos, por toda colaboração e carinho mútuo.

Ao apoio das minhas irmãs de orientação, Isabel e Gisely, com que pude contar durante esse percurso.

Ao programa de pós-graduação em Ciência do Solo da UFRPE e a todo o corpo docente, pelo qual, desde o primeiro contato, nutri profunda admiração pelo profissionalismo, intelecto e dedicação. Em especial, agradeço à Profa. Giselle Fracetto, à Profa. Caroline Biondi, ao Prof. Brivaldo Gomes, ao Prof. Jean Cheyson, ao Prof. Ademir de Oliveira e ao Prof. Felipe Fracetto.

A todos os homens de campo e trabalhadores da Fazenda Experimental da UFRPE em Garanhuns, tão prestativos, em especial ao sr. Esmeraldo, com quem pude contar com tamanha força nas coletas das amostras. Obrigada por ter tornado possível as coletas, sr. Esmeraldo, serei sempre grata pelo seu esforço.

Aos laboratórios de Física do Solo, em que destaco meus agradecimentos ao técnico Eudes; ao de Química do Solo, aos técnicos Marcos e Pedro; e ao Laboratório de Química Ambiental.

Ao Laboratório de Microbiologia do Solo e ao Grupo de Microbiologia e Bioquímica do Solo, em especial à Dra. Cíntia, sempre tão paciente e simpática, e a todos os seus integrantes. E ao Laboratório de Manejo do Solo, em especial à doutoranda Rafaela, ao Dr. Belchior e ao Givanilson. Agradeço imensamente pela colaboração e pelo apoio oferecido ao longo de toda a minha pesquisa. Grata por ter contado com a disponibilidade e o suporte de vocês sempre que precisei.

Ao Dr. Igor Lima, da Universidade da Flórida, pela contribuição e disponibilidade; ao Prof. José Carlos Batista Dubeux Junior, da UFRPE e da Universidade da Flórida, e ao Dr. Martin Ruiz Moreno, da Universidade da Flórida, pela colaboração nas análises.

As inúmeras ajudas que recebi durante esse trajeto, em especial da Dra. Diana Pessoa, do doutorando Nino, da Telma, do PPG em Zootecnia da UFRPE, do Leonardo, do Laboratório de Microbiologia, e do doutorando Paulo Dias.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa, e à FACEPE e à CAPES, pelo apoio financeiro ao projeto de pesquisa.

“Fomos nos alienando desse organismo que somos parte, a terra, e passamos a pensar que ela é uma coisa e nós, outra: a Terra e a humanidade. Eu não percebo onde tem alguma coisa que não seja Natureza. Tudo é Natureza. O cosmos é Natureza.”

Ailton Krenak

Indicadores microbiológicos, frações do carbono e estoques de carbono e nitrogênio em solo sob sistema silvipastoril no Agreste Meridional de Pernambuco

RESUMO

Atividades antrópicas foram e são responsáveis pela emissão exponencial de dióxido de carbono (CO_2) na atmosfera, contribuindo para as mudanças climáticas. Uma das iniciativas de mitigação do CO_2 atmosférico envolve o armazenamento de carbono no solo em sistemas de manejo conservacionistas, como os silvipastoris, que podem ser favorecidos com a utilização de leguminosas arbóreas. A compreensão dos estoques de carbono no solo está diretamente ligada à dinâmica do carbono orgânico e à atividade dos microrganismos, responsáveis pela ciclagem de nutrientes e pela formação da matéria orgânica do solo (MOS). Assim, objetivou-se com esta pesquisa quantificar os estoques de nitrogênio e de carbono total, bem como o carbono associado às frações da MOS, além de avaliar indicadores microbiológicos em um sistema silvipastoril composto por capim-braquiária (*Urochloa decumbens* Stapf.) em consórcio ou não com a leguminosa arbórea sabiá (*Mimosa caesalpiniifolia* Benth.). O estudo foi realizado em Garanhuns-PE, em uma área total de 9,18 ha, utilizando delineamento em blocos casualizados, com três repetições. Foram avaliados sistema silvipastoril com filas duplas de sabiá espaçadas de 25 m, monocultivo de sabiá e monocultivo de braquiária com e sem adubação. No sistema silvipastoril, foram consideradas quatro distâncias em relação à fileira dupla de leguminosas: 0 m (entre as fileiras duplas), 3 m, 6 m e 12,5 m. As amostras de solo foram coletadas nas camadas 0-10, 10-20, 20-40, 40-60 e 60-100 cm para estimativa das concentrações e estoques de carbono e nitrogênio, do carbono presente nas frações da matéria orgânica do solo (MOS), da biomassa microbiana e da respiração basal do solo. A profundidade teve efeito ($p < 0,1$) para os indicadores microbiológicos, para as concentrações de C e N, assim como para as frações do carbono orgânico. Os diferentes tipos de pastagem tiveram efeito ($p < 0,1$) sobre o estoque acumulado de N na profundidade de 0-40 cm. O efeito dos sistemas e das distâncias em relação a fila dupla de leguminosas ($p < 0,1$) foi observado para a fração de carbono extraído em água quente. As distâncias em relação à fileira dupla de leguminosas tiveram efeito sobre os estoques de 0-100 cm de carbono extraído em água quente, assim como sobre os estoques de 40-100 cm de carbono orgânico particulado. O carbono da biomassa microbiana variou entre $\pm 199 \text{ mg kg}^{-1}$ (20-40 cm) e $\pm 140 \text{ mg kg}^{-1}$ (60-100 cm) no sistema silvipastoril. A respiração basal permaneceu abaixo de $\pm 46 \text{ mg kg}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ao longo de toda a profundidade e, juntamente com o $q\text{CO}_2$, não indicou estresse oxidativo por parte da microbiota. No sistema silvipastoril, os estoques acumulados foram de $\pm 119 \text{ Mg ha}^{-1}$ de C (0-100 cm) e $\pm 7,90 \text{ Mg ha}^{-1}$ de N, sendo $\pm 4,55 \text{ Mg ha}^{-1}$ em 0-40 cm, não diferindo do observado na braquiária adubada. No sistema silvipastoril, as menores distâncias em relação à fila dupla de leguminosas favoreceram maiores estoques de carbono lábil (0-100 cm), enquanto o carbono orgânico particulado totalizou cerca de $6,27 \text{ Mg ha}^{-1}$, com destaque para o acúmulo em 40-100 cm a 6 m das fileiras ($\pm 2,73 \text{ Mg ha}^{-1}$). Sistemas silvipastoris com leguminosas elevam os estoques de N e favorecem o sequestro de C no solo. Além disso, esses sistemas promovem menores fluxos de CO_2 e favorecem os processos de estabilização da matéria orgânica, por meio do carbono associado a minerais e a fração humina.

Palavras-chave: Ciência do Solo. Carbono orgânico total. Compostos orgânicos. Nutrientes minerais do solo. Microrganismo. Ecossistema.

Microbiological indicators, carbon fractions and carbon and nitrogen stocks in soil under silvopastoral system in the Southern Agreste of Pernambuco

ABSTRACT

Anthropic activities have been and continue to be responsible for the exponential emission of carbon dioxide (CO₂) into the atmosphere, contributing to climate change. One of the mitigation strategies for atmospheric CO₂ involves soil carbon storage under conservation management systems, such as silvopastoral systems, which can be enhanced by the use of leguminous trees. Understanding soil carbon stocks is directly related to the dynamics of soil organic carbon and to microbial activity, which drive nutrient cycling and the formation of soil organic matter (SOM). Thus, the objective of this study was to quantify nitrogen and total carbon stocks, as well as carbon associated with SOM fractions, and to evaluate microbiological indicators in a silvopastoral system composed of signal grass (*Urochloa decumbens* Stapf.) intercropped with the leguminous tree sabiá (*Mimosa caesalpiniifolia* Benth.). The study was carried out in Garanhuns, Pernambuco, Brazil, in an experimental area of 9,18 ha, using a randomized block design with three replicates evaluating: silvopastoral system formed by signal grass and double lines of sabiá spaced 25m, sabiá monoculture, and signal grass monoculture with and without fertilization. In the silvopastoral system, four distances were considered concerning the double row of legumes: 0 m (between the double rows), 3 m, 6 m, and 12,5 m. Soil samples were collected at 0-10, 10-20, 20-40, 40-60, and 60-100 cm layers to estimate carbon and nitrogen concentrations and stocks, SOM fractions, microbial biomass, and basal respiration. Soil depth had an effect ($p < 0,1$) on microbiological indicators, C and N concentrations, and soil organic carbon fractions. Systems influenced ($p < 0,1$) the accumulated N stock in the 0-40 cm layer, and both systems and distances from the double row of legumes affected the hot-water-extractable carbon fraction ($p < 0,1$). Distances from the double row of legumes affected the 0-100 cm stocks of hot-water-extractable carbon, as well as the 40-100 cm stocks of particulate organic carbon. Microbial biomass carbon ranged from ± 199 mg kg⁻¹ (20-40 cm) to ± 140 mg kg⁻¹ (60-100 cm) in the silvopastoral system. Basal respiration remained below ± 46 mg kg⁻¹ day⁻¹ throughout the profile and, together with qCO₂, did not indicate oxidative stress for the microbiota. In the silvopastoral system, the accumulated stocks were ± 119 Mg ha⁻¹ of C (0-100 cm) and ± 7.90 Mg ha⁻¹ of N, with ± 4.55 Mg ha⁻¹ in the 0-40 cm layer, equivalent to the observed for fertilized signal grass monoculture. Shorter distances from the double row of legumes favored greater labile carbon stocks (0-100 cm), while particulate organic carbon totaled about 6.27 Mg ha⁻¹, with the highest accumulation at 40-100 cm observed 6 m from the rows (± 2.73 Mg ha⁻¹). Silvopastoral systems with legumes increase N stocks and favor soil C sequestration. In addition, these systems promote lower CO₂ flows and favor the stabilization processes of organic matter, through carbon associated with minerals and the humin fraction.

Keywords: Soil Science. Total organic carbon. Organic compounds. Soil mineral nutrients. Microorganisms. Ecosystem.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Figura 1 - Localização geográfica da Fazenda Didática Prof. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes, na zona rural do município de Garanhuns-PE 28

Figura 2 - Identificação das parcelas experimentais na Fazenda Didática Prof. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes, UFRPE 29

Figura 3 - Representação dos pontos de coleta no sistema silvipastoril da Fazenda Didática Prof. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes, UFRPE, Garanhuns (PE) 31

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Análise do solo da área experimental, Fazenda Didática da UFRPE, Garanhuns (PE).....	29
Tabela 2 - Efeito da profundidade na concentração do carbono da biomassa microbiana, na respiração basal do solo e nos quocientes microbiano, de mineralização e metabólico em diferentes pastagens (Garanhuns-PE).....	35
Tabela 3 - Efeito da profundidade na concentração do carbono da biomassa microbiana, na respiração basal do solo e nos quocientes microbiano, de mineralização e metabólico em diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.....	36
Tabela 4 - Carbono da biomassa microbiana, respiração basal do solo, quocientes microbiano, metabólico e de mineralização em diferentes profundidades e tipos de pastagem no município de Garanhuns-PE.....	37
Tabela 5 - Carbono da biomassa microbiana, respiração basal do solo, quocientes microbiano, metabólico e de mineralização em diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.....	38
Tabela 6 - Efeito da profundidade (0-100 cm) para densidade do solo, concentrações de carbono e nitrogênio, e sobre a relação C:N do solo em diferentes tipos de pastagem (Garanhuns-PE).....	42
Tabela 7 - Densidade do solo, concentrações de C e N e relação C:N em diferentes profundidades e tipos de pastagem em Garanhuns-PE.....	43
Tabela 8 - Efeito da profundidade na densidade do solo, nas concentrações de C e N e na relação C:N em um sistema silvipastoril.....	44
Tabela 9 - Efeito de diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas na densidade do solo e na relação C:N em um sistema silvipastoril.....	45

Tabela 10 - Densidade do solo, concentrações de C e N e relação C:N em diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.....	46
Tabela 11 - Efeito do tipo de pastagem sobre os estoques acumulados de C e N nas camadas de 0-40, 40-100 e 0-100 cm.....	47
Tabela 12 - Efeito de diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas, em um sistema silvipastoril, sobre os estoques acumulados de 0-40, 40-100 e 0-100 cm de C e N... ..	48
Tabela 13 - Efeito da profundidade em frações do carbono (carbono extraído em água quente, carbono orgânico particulado, carbono orgânico associado a minerais, humina, ácido fúlvico ácido húmico e relação AH:AF) em diferentes pastagens (Garanhuns-PE).....	53
Tabela 14 - Efeito de áreas de pastagem no carbono extraído em água quente.....	53
Tabela 15 - Efeito da profundidade sobre a proporção das frações do carbono orgânico em relação ao carbono orgânico total do solo, considerando diferentes tipos de pastagem.....	55
Tabela 16 - Frações do carbono orgânico para diferentes profundidades e tipos de pastagem em Garanhuns-PE.....	56
Tabela 17 - Estoques acumulativos das frações do carbono orgânico para diferentes tipos de pastagem em Garanhuns-PE.....	58
Tabela 18 - Efeito da profundidade sobre as frações do carbono orgânico em diferentes distâncias da fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril.....	59
Tabela 19 - Efeito de diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril para o carbono extraído em água quente e relação AH:AF.....	59
Tabela 20 - Efeito da profundidade sobre a proporção das frações do carbono orgânico em relação ao carbono orgânico total do solo, considerando diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.....	60

Tabela 21 - Frações do carbono orgânico para diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril..... 62

Tabela 22 - Estoques acumulativos das frações do carbono orgânico para diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril..... 63

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
1.1 Hipóteses	16
1.2 Objetivos	17
1.2.1 <i>Objetivo Geral</i>	17
1.2.2 <i>Objetivos Específicos</i>	17
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
2.1 Aquecimento global e estoque de carbono	18
2.2 Sistemas silvipastorais com leguminosas	19
2.3 Serviços ecossistêmicos em pastagens.....	21
2.4 O carbono na matéria orgânica do solo.....	22
2.5 Biomassa e atividade microbiana.....	24
3 MATERIAL E MÉTODOS	28
3.1 Descrição da área e delineamento experimental	28
3.2 Coleta das amostras.....	30
3.3 Caracterização da atividade microbiana	31
3.4 Estoques de carbono (C) e nitrogênio (N)	32
3.5 Frações do carbono orgânico do solo.....	33
3.6 Análises estatísticas.....	33
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1 Caracterização da atividade microbiana	35
4.2 Densidade do solo e Estoques de carbono (C) e nitrogênio (N)	42
4.3 Frações do carbono orgânico do solo.....	52
5 CONCLUSÕES	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69

1 INTRODUÇÃO

A elevação das emissões de gases de efeito estufa (GEE), como o dióxido de carbono (CO₂), está diretamente interligada ao desenvolvimento de ações antrópicas, principalmente ao uso e à mudança de uso do solo. O acúmulo exponencial desses gases na atmosfera tem aumentado a temperatura global e, consequentemente, acelerado as mudanças climáticas. Os impactos resultantes das alterações do clima afetam diversas esferas, como a social, econômica e ambiental, contribuindo para o aumento das desigualdades sociais e a ocorrência de eventos climáticos extremos. Assim, torna-se cada vez mais urgente a adoção de medidas para mitigação de GEE.

Entre os GEE, o CO₂ lidera as emissões, sendo o mais abundante na atmosfera. Por isso, diversas iniciativas globais têm sido implementadas com o objetivo de reduzir suas concentrações. Entre essas medidas, destacam-se os estoques de carbono no solo, uma estratégia de mitigação das alterações climáticas baseada na capacidade dos solos atuarem como dreno de carbono, incorporando-o, principalmente, por meio dos resíduos (vegetais e animais) e rizodepósitos.

Dessa forma, o solo é um dos maiores reservatórios de carbono, até mesmo em comparação com a vegetação e a atmosfera. Contudo, a utilização degradadora dos ecossistemas contribui significativamente para a perda desse carbono armazenado, na forma de C-CO₂. Na agricultura, algumas práticas agrícolas são responsáveis por propiciar o aumento das emissões de GEE, como a remoção da cobertura vegetal e o manejo inadequado de pastagens, por exemplo, pela falta de ajuste da taxa de lotação de animais ou pela ausência de reposição dos nutrientes do solo, o que ocasiona ou intensifica os processos de degradação. Por outro lado, sistemas que promovem a diversidade e a conservação do solo, como sistemas de plantio direto e agroflorestais, têm propiciado aos solos atuarem como drenos de carbono, proporcionando benefícios diretos, como a saúde e a fertilidade do solo.

Assim, sistemas silvipastoris (SSPs), que integram pecuária e floresta em uma mesma área, representam uma alternativa sustentável para o manejo das pastagens, aumentando a diversidade vegetal em relação ao monocultivo, diversificando a renda do produtor e favorecendo o aumento dos estoques de carbono no solo, entre outros benefícios. Ainda, a adoção destes sistemas está alinhada ao cumprimento dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), como: ODS 2 (Fome zero e agricultura sustentável), ODS 13 (Ação contra a mudança global do clima) e ODS 15 (Vida terrestre).

Nesse contexto, os SSPs realizados com o consórcio de gramíneas e leguminosas arbóreas ampliam a oferta de serviços ecossistêmicos, como a fixação biológica de nitrogênio. Esse processo contribui para o aumento dos estoques de nitrogênio no solo, equilibra a relação C:N diante dos estoques crescentes de carbono, reduz a necessidade de suprimento adicional às culturas e impulsiona a atividade das gramíneas, reconhecidas por sua eficiência no acúmulo de carbono por meio da rizodeposição.

Grande parte dos serviços ecossistêmicos fornecidos pelos SSPs provém da atividade dos microrganismos. Essa microbiota, composta principalmente por bactérias e fungos, atua diretamente na decomposição da matéria orgânica e na ciclagem de nutrientes, sendo sua necromassa uma das principais precursoras das frações estáveis do carbono orgânico no solo. Assim, a avaliação da microbiota é fundamental na compreensão da dinâmica do carbono, sendo utilizada como indicador sensível às alterações ambientais e práticas de manejo.

Além disso, a dinâmica do carbono também pode ser avaliada pela separação da matéria orgânica do solo em frações com comportamentos distintos. Essas frações são definidas com base nos processos de preservação e proteção da matéria orgânica frente à degradação, que podem ocorrer por mecanismos físicos ou químicos. Tais processos são influenciados pelas interações entre a matéria orgânica e o ambiente, permitindo compreender sua estabilidade e permanência no solo.

Portanto, essa pesquisa teve como objetivo avaliar o efeito de SSPs e seus respectivos monocultivos, ao longo da profundidade, na microbiota do solo, nos estoques de carbono e nitrogênio e no carbono presente nas frações da matéria orgânica, buscando contribuir para a compreensão da dinâmica do carbono orgânico para o gerenciamento benéfico de sistemas de pastagem.

1.1 Hipóteses

Sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas elevam os estoques de C e N do solo em relação aos monocultivos, com maiores estoques próximo à fileira dupla de leguminosas;

Sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas aumentam a estabilidade do carbono associado aos minerais e a fração humina, em comparação aos monocultivos, com maiores concentrações próximo à fileira dupla de leguminosas e com redução ao longo da profundidade;

Sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas aumentam a biomassa microbiana e a eficiência da decomposição da MOS, quando em comparação aos monocultivos, com maiores médias próximas à fileira dupla de leguminosas;

Sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas reduzem a emissão basal de C-CO₂, com menor emissão próximo à fileira dupla de leguminosas e com redução ao longo da profundidade;

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Este estudo teve como objetivo quantificar os estoques de nitrogênio e de carbono total, bem como o carbono associado às frações da matéria orgânica do solo, além de avaliar a biomassa microbiana e as emissões de C-CO₂ em um sistema silvipastoril, no Agreste Meridional de Pernambuco.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar os estoques de carbono e nitrogênio em diferentes profundidades em sistema silvipastoril e possíveis variações em seu valor, em função das diferentes distâncias a partir das linhas de sabiá;
- Avaliar as frações lábeis e estáveis do C da matéria orgânica do solo em sistema silvipastoril, considerando sua variação com a profundidade e em diferentes distâncias a partir das linhas de sabiá;
- Avaliar, em profundidade, o carbono da biomassa microbiana, as emissões de C-CO₂ pela respiração basal do solo, o quociente microbiano, metabólico e de mineralização de C em sistema silvipastoril, além do seu efeito em função de diferentes distâncias a partir das linhas de sabiá;

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Aquecimento global e estoque de carbono

O efeito estufa é caracterizado como um fenômeno natural, com predomínio de GEE como dióxido de carbono (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), os quais são responsáveis pelo processo de absorção e emissão da luz infravermelha, promovendo o aumento da temperatura na estratosfera terrestre (KWEKU et al., 2018; MACHADO, 2005). Esse fenômeno possibilita a vida na Terra, propiciando uma temperatura média de 15 °C acima de zero (MIKHAYLOV et al., 2020).

No contexto dos GEE, o CO₂ apresenta um potencial de aquecimento global aproximadamente igual a 1, enquanto o CH₄ é 30 vezes mais potente e o N₂O cerca de 273 vezes mais potente (FORSTER; STORELVMO, 2021). Entretanto, o CO₂ lidera as emissões (YORO; DARAMOLA, 2020), acumulando-se na atmosfera, com um aumento de 47% em sua concentração desde 1750, atingindo 415 partes por milhão (ppm) em 2021, com os níveis atuais provavelmente ultrapassando os registrados nos últimos dois milhões de anos (IPCC, 2023).

Este acúmulo e aumento de emissões de GEE têm provocado o aquecimento global e, consequentemente, as mudanças climáticas (YORO; DARAMOLA, 2020). Estima-se que as atividades antrópicas contribuíram para a elevação da temperatura global em 1 °C no período de 2011 a 2020, superando o registrado entre 1850 a 1900, com esse aquecimento sendo atribuído, principalmente ao CO₂ e ao CH₄, gerados por diversas atividades, como a mudança do uso da terra para implementação da agricultura (IPCC, 2023).

Essas mudanças no clima impactam diretamente a agricultura, principalmente em regiões tropicais (MENDELSOHN, 2009). Estima-se que essas alterações resultem em efeitos diretos no rendimento das culturas, devido ao aumento de infestações provocadas pela vegetação espontânea, pragas e doenças, além de estresses abióticos (MALHI; KAUR; KAUSHIK, 2021).

Frente a esta realidade, várias estratégias foram desenvolvidas em âmbito global com o propósito de estabilizar as emissões de GEE e atenuar as alterações climáticas. Destaca-se o Acordo de Paris, firmado durante a 21^a Conferência das Partes da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (COP-21), que introduziu compromissos em níveis nacionais para o combate às mudanças do clima e que tem como objetivo atingir o equilíbrio entre as emissões antropogênicas e os sumidouros e reservatórios de GEE (FAWZY et al., 2020). A maioria das ações de combate ao aquecimento global fundamenta-se nesse acordo

(VAZ JR; SOUZA; BAETA et al., 2022), que tem como meta principal manter o aumento de temperatura abaixo de 2 °C em relação aos níveis pré-industriais, buscando ainda limitá-la a 1,5 °C (BERNARDO et al., 2021). No entanto, relatórios como o AR6 do IPCC (2023) alertam que esse limite de 1,5 °C poderá ser ultrapassado até 2030.

Sendo assim, o aumento dos estoques de carbono no solo assume um papel-chave no cumprimento da meta proposta (RUMPEL et al., 2018). Os ecossistemas terrestres podem atuar como sumidouros de carbono ao removerem CO₂ da atmosfera e incorporá-los ao solo (DON et al., 2024). Esse sequestro de carbono se dá principalmente por meio da fotossíntese, processo no qual o CO₂ é convertido em biomassa vegetal, que por sua vez, ao ser transferida para o solo, contribui para a formação da matéria orgânica do solo (MOS) (LAL et al., 2021).

O armazenamento de carbono no solo, especialmente em camadas mais profundas apresenta-se como uma alternativa eficaz na mitigação das alterações climáticas (DUBEUX JR. et al., 2024; WANG et al., 2023). Os solos do planeta armazenam cerca de 2.200 (BATJES, 2014) a 2.500 Pg de C (LAL et al., 2021) a uma profundidade de um metro, dos quais aproximadamente 1.500 Pg de C são de carbono orgânico (BATJES, 2014; LAL et al., 2021). No entanto, as mudanças relacionadas ao uso do solo ocasionaram, historicamente, perdas desse carbono orgânico (LAL, 2018).

Dessa forma, a capacidade dos solos atuarem como sumidouro de carbono depende diretamente da forma como são manejados (WANG et al., 2023). Considerando que quase 45% das terras mundiais são de uso agrícola, o manejo adequado do solo, especialmente em sistemas agrícolas com pastagens, é fundamental no aumento da quantidade de carbono armazenado. Nesse contexto, as práticas que promovem a conservação do solo são responsáveis por aumentar o teor de carbono e gerar diversos benefícios, como a melhoria na saúde e fertilidade do solo, evitando-se assim a degradação e emissões excessivas de C-CO₂ (PAUSTIAN et al., 2019).

2.2 Sistemas silvipastoris com leguminosas como componente arbóreo

As pastagens e prados ocupam uma área de 3,2 bilhões de hectares, o que representa 25% da superfície terrestre do planeta (FAO, 2023). No Brasil, a área ocupada por pastagens é de cerca de 164 milhões de hectares (MAPBIOMASS, 2022). Contudo, estas em todas as regiões do país sofrem algum grau de degradação, correspondendo a 28 milhões de hectares de pastagens degradadas, resultado da sensibilidade desses sistemas agrícolas ao manejo e a baixa disponibilidade de nutrientes, o que ocasiona impactos ambientais, compromete a qualidade do solo e colabora para a emissão de GEE (BOLFE et al., 2024).

Uma alternativa sustentável ao setor agropecuário é a implementação de SSPs ou integração pecuária-floresta. Esses sistemas, que integram o cultivo e a produção de árvores, animais e forragem em um mesmo espaço, oferecem diversos benefícios, como diversificação da renda do produtor e bem-estar animal (SMITH et al., 2022). Além disso, a adoção de SSPs está associada ao aumento dos estoques de nitrogênio (N) e carbono no solo (LIRA JUNIOR et al., 2020a; LUSTOSA FILHO et al., 2024), promoção de microclima favorável à criação animal (AMORIM et al., 2024; LEMES et al., 2021; SCHMITT FILHO et al., 2023), melhoria na qualidade do solo (MORENO-GALVÁN et al., 2023) e aumento da diversidade microbiana (KARKI et al., 2021).

Nas pastagens, a produtividade primária líquida alocada no subsolo corresponde a aproximadamente 60% (BAI; COTRUFO, 2022; ZHENG et al., 2024). Essa característica, ao ser combinada com o aumento da biodiversidade, favorece a incorporação do carbono orgânico, proveniente principalmente da biomassa radicular e de exsudatos (BAI; COTRUFO, 2022). Assim, as raízes desempenham um papel fundamental na entrada de carbono no solo, especialmente para camadas mais profundas (BERHONGARAY et al., 2019). Logo, a integração das árvores (plantas C3) em SSPs é uma fonte importante para o carbono orgânico em profundidade (HAILE; NAIR; NAIR, 2010), uma vez que vegetações com raízes mais profundas podem ser mais eficientes no sequestro de carbono (GEORGIOU et al., 2022).

Além disso, a introdução em SSPs de leguminosas arbóreas, que possuem a habilidade de fixar o nitrogênio (N) atmosférico através da simbiose com bactérias, pode ampliar os serviços oferecidos por esses sistemas (CARVALHO et al., 2022). A adoção das leguminosas gliricídia (*Gliricidia sepium* (Jacq.) Kunth ex Walp) e sabiá (*Mimosa caesalpiniifolia* Benth.), associadas ao capim braquiária (*Urochloa decumbens* Stapf.), foi relacionada à elevação dos estoques de N e C no solo em um SSP ao longo do tempo (LIRA JUNIOR et al., 2020a) e à ciclagem de nutrientes, aumento do carbono na biomassa e atividade microbiana (LIRA JUNIOR et al., 2020b). Banegas et al. (2025) também identificaram efeitos positivos na introdução de árvores leguminosas em SSPs, os quais foram relacionados ao aumento das concentrações de carbono em profundidade.

Nesse contexto, considerando a relação C:N dos solos agrícolas, o aumento do carbono orgânico implicaria na necessidade elevada da incorporação de nitrogênio ao solo para o equilíbrio da relação. Logo, a utilização de leguminosas poderia suprir as demandas de N (PAUSTIAN et al., 2019), permitindo a eficiência no sequestro de carbono em SSPs. Além disso, a fixação biológica de nitrogênio reduz a utilização de fertilizantes nitrogenados, os quais,

segundo Kaschuk e Hungria (2017), são responsáveis pela poluição das águas e pela emissão de GEE.

2.3 Serviços ecossistêmicos em pastagens

Os serviços ecossistêmicos (SE) referem-se aos benefícios que os seres humanos obtêm dos ecossistemas por meio das interações químicas, físicas e biológicas que neles ocorrem e podem ser classificados em serviços de provisão, apoio, regulação e cultural (MEA, 2005). O solo, em particular, é responsável por SE fundamentais, como estoque de carbono, fertilidade, decomposição da matéria orgânica, retenção de água, controle de pragas e mutualismo (planta-micorrízico) (GUERRA et al., 2022).

Os sistemas agrícolas fornecem diversos SE (ZHANG et al., 2007) que podem ser denominados de serviços agroecossistêmicos (SAE) (LIU et al., 2022). Ao avaliar o fornecimento desses serviços em sistemas de pastagens na Europa, Rodríguez-Ortega et al. (2014) identificaram, principalmente, relações entre as pastagens e a provisão de serviços de regulação, suporte e culturais. Entre esses serviços, destacam-se a regulação do clima e dos fluxos hídricos, o controle biológico, a manutenção da fertilidade do solo, a polinização, a proteção do *pool* genético e a estética.

O aumento da biodiversidade está conectado à melhoria das funções do ecossistema, permitindo que mesmo diante de alterações no ambiente, o sistema seja capaz de manter sua atividade e fornecer SE. Sistemas agrícolas mais diversificados são responsáveis por oferecer benefícios a níveis ambientais, sociais e econômicos, como também maior resiliência frente às alterações climáticas (ALTIERI et al., 2015). Assim, o aumento da diversidade em sistemas de pastagem é um fator positivo no fornecimento de SE. Essa prática contribui para alcançar a sustentabilidade das pastagens, promovendo benefícios ao solo, às plantas, aos animais e ao ser humano (MOTTA-DELGADO; MARTÍNEZ; ROJAS-VARGAS, 2019).

Nesse sentido, efeitos positivos promovidos pela diversidade em sistemas de pastagem têm sido corroborados em diversos estudos, onde a biodiversidade foi relacionada com altas nos estoques de carbono no solo por meio de vários mecanismos correlacionados (BAI; COTRUFO, 2022). Já em uma pesquisa desenvolvida por Spohn et al. (2023), a diversidade vegetal influenciou positivamente o carbono orgânico do solo em pastagens em clima quente e árido, principalmente devido à qualidade da matéria orgânica (pela relação C:N). Ainda, Yang et al. (2019) identificaram uma interação benéfica entre leguminosas e gramíneas na recuperação de áreas degradadas, onde observou-se uma rápida elevação na taxa de carbono no

solo e maior biomassa radicular associadas ao aumento da diversidade propiciada por essa combinação específica.

Esses benefícios também são observados em SSPs, onde a combinação de leguminosas e gramíneas proporcionam uma grande diversidade de serviços ecossistêmicos, conforme destacado por Dubeux Jr. et al. (2017). Quando relacionado aos serviços de provisão, esses sistemas oferecem recursos como madeira e alimentos de origem animal e vegetal (arbóreo), ao mesmo tempo em que servem como uma importante fonte de alimentação para os animais. Em relação aos serviços de suporte, destacam-se a fixação biológica de nitrogênio, a fertilidade e saúde do solo, a ciclagem de nutrientes e a produtividade primária. Serviços de regulação fundamentais também são fornecidos, como o sequestro de carbono e redução dos GEE da atmosfera, controle da erosão do solo, sombreamento pelas copas das árvores, quebra-vento e polinização. Ainda, os serviços culturais estão associados a utilização desses lugares como ambientes recreativos, estéticos e espirituais.

2.4 O carbono na matéria orgânica do solo

A matéria orgânica do solo, responsável por funções essenciais para o desenvolvimento humano e dos ecossistemas, é definida como resíduos (vegetais, animais e microbianos) em diferentes estágios de decomposição, assim como a biomassa e os produtos da decomposição microbiana, que variam no tempo de permanência no solo (ROCCI et al., 2024). A separação dessa matéria orgânica em componentes diferentes é fundamental para a compreensão de seu comportamento, permitindo que estratégias envolvendo seu funcionamento sejam eficazes na mitigação das alterações climáticas (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020).

Assim como para a MOS, o fracionamento do carbono orgânico do solo tem-se apresentado como um indicador mais responsável quando comparado ao carbono total, permitindo uma caracterização mais detalhada da dinâmica do carbono no solo e da sua influência em diferentes sistemas (DING et al., 2025). Dentre os constituintes da serrapilheira, o carbono compõe cerca de metade de sua composição, apresentando variações em sua complexidade estrutural, como compostos solúveis de baixo peso molecular ou lipídios insolúveis (COTRUFO et al., 2013), sendo a biodegradação desses compostos importantes na formação da MOS (ROCCI et al., 2024).

O processo de degradação realizado pela microbiota do solo é totalmente influenciado pela composição química do carbono, sendo os compostos mais lábeis alocados com maior eficiência, uma vez que demandam um menor custo energético (COTRUFO et al., 2013). Assim, os materiais mais lábeis, facilmente utilizados por microrganismos (LEHMANN;

KLEBER, 2015), são definidos como substâncias não húmicas (MASCIANDRO; CECCANTI; 1999). Por outro lado, as substâncias húmicas resultam do processo de decomposição biológica e transformação química de resíduos de origem das plantas, microrganismos e animais (DOU et al., 2020).

Essa fração mais lábil do carbono, o carbono ativo (FILEP et al., 2022), tem-se mostrado um indicador sensível da qualidade do solo (BONGIORNO et al., 2019). Sua maior concentração ocorre nas camadas superficiais (0 a 30 cm), diminuindo com o aumento da profundidade (DUBEUX JR. et al., 2024). Além disso, a concentração do C lábil relaciona-se a biomassa microbiana e a agregação do solo (GHANI; DEXTER; PERRO, 2003), sendo os produtos ou resíduos microbianos gerados o principal constituinte da matéria orgânica estável, determinante nos estoques de carbono em longo prazo (COTRUFO et al., 2013).

No entanto, para que essa matéria orgânica se mantenha no solo, é essencial que ocorram processos de proteção ou preservação. O meio de persistência e estabilização da matéria orgânica no solo está associado à proteção contra a decomposição e a degradação, a qual é influenciada pelas interações da MOS com o ecossistema (SCHMIDT et al., 2011). Essa proteção pode ocorrer tanto fisicamente, por meio da proteção no interior de agregados, quanto quimicamente, devido a ligações químicas (DAVIDSON; JANSSENS, 2006), além de outras vias de estabilização que podem existir, considerando-se diferentes cenários e contextos (ROCCI et al., 2024).

Tais propriedades da matéria orgânica podem ser quantificadas (KLEBER, 2010; SCHMIDT et al., 2011) pelo fracionamento químico e físico da matéria orgânica do solo. Ambos os métodos possibilitam compreender, juntamente com fatores ambientais abióticos e bióticos envolvidos, a permanência da matéria orgânica em diferentes ambientes. O fracionamento químico, por exemplo, baseia-se em uma teoria clássica, onde a complexidade e difícil decomposição de macromoléculas húmicas favorecem a persistência da MOS no solo (PIAZZA et al., 2024). Dessa forma, esse método possibilita a quantificação de substâncias húmicas: ácido húmico, ácido fúlvico e humina (GUIMARÃES et al., 2013; SONG et al., 2024; SWIFT, 1996), extraídas em meio alcalino e ácido (HAYES; MYLOTTE; SWIFT, 2017).

Na proteção física, a matéria orgânica do solo (MOS) divide-se em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada a minerais (MOAM), as quais interagem entre si e são sensíveis às práticas de manejo (ANGST et al., 2023). A MOP é composta por frações mais leves e parcialmente compostas por microrganismos, enquanto a MOAM consiste principalmente em compostos moleculares de baixo peso. Quando desassociada, a MOAM torna-se uma fonte lábil de carbono e nutrientes. Por outro lado, embora a MOP esteja

prontamente disponível, sua qualidade para a decomposição microbiana é menos consistente (LAVALLÉE; SOONG; COTRUFO, 2020).

Ainda, o tempo de permanência dessas duas frações varia significativamente: enquanto a matéria orgânica particulada apresenta um tempo médio de residência de algumas décadas, a matéria orgânica associada a minerais pode persistir no solo por séculos, devido às suas interações estáveis com a fração mineral (BAI; COTRUFO, 2022; KLEBER et al., 2015; LAVALLÉE; SOONG; COTRUFO, 2020). No entanto, em solos saturados por carbono, com condições desfavoráveis à atividade microbiana ou com baixa capacidade de retenção de MOAM, devido a características como baixa área de superfície mineral, a MOP torna-se uma via importante de sequestro de carbono, podendo acumular-se no solo por meio de outros mecanismos, como a estabilização pela oclusão dentro de agregados (ANGST et al., 2023).

Por fim, diversos estudos avaliaram a quantidade de carbono orgânico particulado e carbono orgânico associado a minerais através da quantificação do carbono orgânico presente nas frações de MOP e MOAM (BECKER et al., 2022; BREWER et al., 2023; MEDEIROS et al., 2022; SIX et al., 1998), assim como, o carbono presente nas substâncias húmicas (ALMEIDA et al., 2021; LIRA JUNIOR, 2020a) obtendo-se dados que ajudam na compreensão da dinâmica do COS. Todavia, a compreensão da quantidade de carbono protegido é essencial na eficiência dos estoques de carbono (LAL, 2018), tornando-se necessária o desenvolvimento de estudos em diferentes condições ambientais.

2.5 Biomassa e atividade microbiana

Os organismos da microbiota do solo, conforme discutido por Saccá et al. (2017), atuam como engenheiros ecossistêmicos, uma vez que estão diretamente envolvidos na decomposição da matéria orgânica, regulação de comunidades, manutenção da estrutura do solo, agregação, entre outras funções. Tais atividades estão intimamente ligadas ao funcionamento do solo e são associadas, principalmente, aos serviços de regulação e suporte, contribuindo também para diversos serviços de provisão.

A MOS pode ser dividida em três componentes: os resíduos vegetais e animais, juntamente com a biomassa microbiana, as frações lábeis e as estáveis (LAL, 2016). A biomassa microbiana é geralmente definida como a fração viva e ativa da matéria orgânica (REIS JUNIOR; MENDES, 2007), apresentando um papel importante nos ecossistemas (WANG et al., 2022), sendo impulsionadora dos ciclos biogeoquímicos (BLAGODATSKAYA; KUZYAKOV, 2013).

Os microrganismos contêm teores de C, N, enxofre (S) e fósforo (P) na sua biomassa (VORONEY; BROOKES; BEYAERT, 2008), além de outros elementos. A assimilação desses nutrientes, principalmente o carbono, é realizada através da decomposição da matéria orgânica, onde, através de diversas transformações energéticas, resulta na geração de energia necessária para o metabolismo microbiano (GUNINA; KYZTAKOV, 2022).

Dessa forma, a biomassa microbiana exerce uma influência significativa no fluxo de carbono (KOGEL-KNABNER, 2017; DONG et al., 2021), correspondendo de 1 a 5% do COS (SPARLING, 1992). Ainda, após a morte, a necromassa microbiana constitui um reservatório importante de C para MOS, podendo corresponder até 80% do C orgânico. Em um cenário ideal, o estoque de carbono presente na necromassa microbiana é 40 vezes superior ao da sua biomassa, fator importante no processo de estabilização do carbono no solo (LIANG; BALSER, 2011).

Continuamente, quando a decomposição dos resíduos pelos microrganismos do solo ocorre de forma aeróbica, parte do carbono assimilado é incorporado à biomassa (GUNINA; KUZYAKOV, 2022), enquanto outra parte é liberada na forma de CO₂ (MAIRE et al., 2013). Quase toda a produção de CO₂ emitida pelos solos provém dessa decomposição microbiana da matéria orgânica e da respiração radicular (DAVIDSON; JANSSENS, 2006). A soma do CO₂ liberado em todas as funções metabólicas do solo é definida como a respiração basal do solo (RBS) (SILVA; AZEVEDO; DE-POLLI, 2007). A redução das emissões de CO₂ estão correlacionadas com a eficiência da ciclagem de nutrientes e estoque de C e N do solo, propiciada pela diversidade de substratos para o crescimento e desenvolvimento das atividades microbianas (ALMEIDA et al., 2021; LUSTOSA FILHO et al., 2024).

Por meio do carbono presente na biomassa microbiana e das emissões de CO₂ promovidas pela respiração basal do solo, é possível mensurar o quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) (ANDERSON; DOMSCH, 1985). Valores baixos de $q\text{CO}_2$ estão associados à estabilidade na biomassa microbiana, indicando uma maior quantidade de C assimilada pela microbiota. Entretanto, maiores valores de $q\text{CO}_2$ indicam uma perturbação ambiental e perda de C devido à baixa imobilização pelos microrganismos (ALMEIDA et al., 2021).

Ainda, o carbono da biomassa microbiana pode ser relacionado com o carbono total do solo, o que permite a obtenção do quociente microbiano ($q\text{MIC}$). O $q\text{MIC}$, por sua vez, reflete a eficiência da microbiota na decomposição da matéria orgânica do solo, sendo afetado pela qualidade e quantidade do substrato, além de outros fatores (YAN et al., 2022). Assim, o $q\text{MIC}$ contribui para a compreensão das mudanças que impactam diretamente a dinâmica do carbono no solo e a assimilação de nutrientes pela microbiota (SUN et al., 2020).

Dessa forma, a biomassa e a respiração microbiana são consideradas indicadores biológicos do solo, refletindo “a quantidade e a qualidade da MOS, a abundância e a atividade dos microrganismos do solo e estão ligados a diversas funções e processos do solo” (NUNES et al., 2020). Ainda, esses indicadores são sensíveis às mudanças no ecossistema e eficientes em refletir os impactos provocados pelo uso do solo, práticas de manejo e sazonalidade climática (OLIVEIRA et al., 2024).

Assim sendo, um estudo desenvolvido por Oliveira et al. (2024), avaliando atributos microbiológicos e físico-químicos em diferentes manejos, demonstrou que as pastagens foram responsáveis por favorecer a atividade microbiana na ciclagem de nutrientes, mesmo diante de variações de temperatura. Os autores relacionaram a atividade microbiológica à rizodeposição por gramíneas, excrementos dos ruminantes e adubação proporcionada pelas pastagens.

Quando consideramos a rizodeposição, uma variedade de substâncias orgânicas distintas, contendo C e N, são exsudadas pelas raízes (KOGEL-KNABNER, 2017). A liberação desses exsudatos radiculares, principalmente C lábil, é responsável por promover a atividade biológica na região da rizosfera (CHENG; KUZYAKOV, 2005; GRAAFF et al., 2010). Essas regiões, próximas à rizosfera e de alta concentração e intensidade de processos microbianos, podem ser definidas como *hotspots* microbianos e são importantes na diversidade microbiológica e no desenvolvimento de suas atividades (KUZYAKOV; BLAGODATSKAYA, 2015).

As gramíneas, comumente utilizadas em sistemas de pastagens, possuem um amplo sistema radicular responsável pela rizodeposição, o que resulta em altas concentrações de carbono orgânico no solo (MEDEIROS; SOARES; MAIA, 2022; RANGEL; SILVA, 2007; SPARLING, 1992). Esse fluxo de nutrientes cria um ambiente propício para os microrganismos (LI et al., 2023), o que se presume levar ao desenvolvimento de uma biomassa microbiana representativa em pastagens.

Em SSPs, a combinação de árvores com pastagens eleva as concentrações de carbono orgânico no solo, estimulando a atividade microbiana (BANEGAS et al., 2025). Esse efeito é favorecido pela biomassa acima e abaixo do solo, que contribui para a entrada da matéria orgânica, como por meio dos exsudatos radiculares e renovação das raízes (CUBILLOS et al., 2016). Sarto et al. (2020), ao avaliarem o consórcio de eucaliptos (*Eucalyptus grandis* e *Eucalyptus urograndis*) integrados com capim-colonião (*Urochloa brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) R. Webster ‘Marandu’), observaram maior atividade enzimática nesse sistema, resultado das condições favoráveis criadas pela presença das árvores na pastagem.

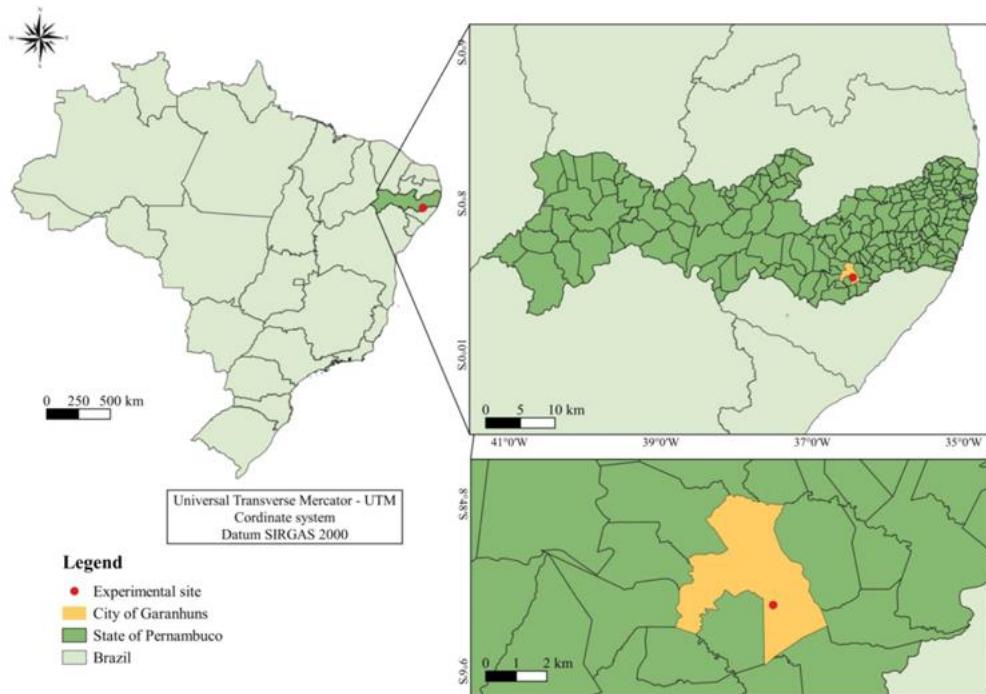
Nesse contexto, uma análise sobre os SSPs, desenvolvida por Oliveira et al. (2025), evidenciou a importância de leguminosas arbóreas para o fornecimento de serviços ecossistêmicos relacionados ao crescimento, à diversidade e à atividade microbiana. De forma complementar, SSPs com leguminosas arbóreas, avaliados por Lira Junior et al. (2020b), foram responsáveis pelo aumento da biomassa e da atividade microbiana, demonstrando a relevância desses sistemas para a melhoria dos atributos microbiológicos, essenciais ao funcionamento dos agroecossistemas.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Descrição da área e delineamento experimental

A pesquisa foi realizada na Fazenda Didática Prof. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), localizada no município de Garanhuns (PE), Brasil (Figura 1). A fazenda está localizada na região do Agreste meridional pernambucano, a uma latitude 08° 58' 52"S e longitude 36° 27' 47"W, com uma altitude de 842 m (PESSOA et al., 2025). De acordo com a classificação de Köppen-Geiger, o clima no município é classificado como tropical com chuvas de outono-inverno (As'a). Os meses de maior precipitação ocorrem de maio a julho, enquanto os de menor precipitação vão de outubro a dezembro, sendo a média anual de 782 mm. A temperatura média máxima no município é de 26,5 °C, enquanto a média mínima é de 17,9 °C (APAC, 2023).

Figura 1 - Localização geográfica da Fazenda Didática Prof. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes, na zona rural do município de Garanhuns-PE.



Fonte: Pessoa et al. (2025).

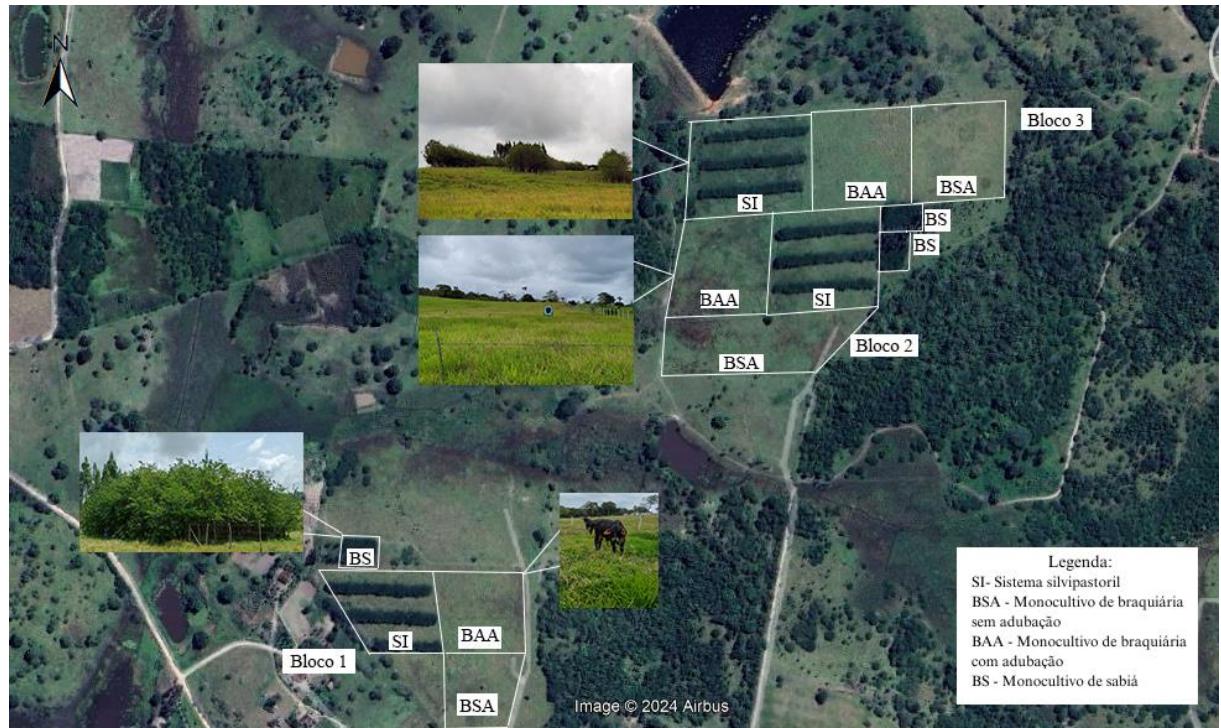
O solo predominante na Fazenda é classificado como Argissolo Amarelo com textura franco-argilosa arenosa (SANTOS et al., 2018). As características químicas do solo, considerando a profundidade de 0 a 20 cm, foram apresentadas por Carvalho et al. (2022), conforme a Tabela 1, em um estudo anterior realizado na área.

Tabela 1 - Análise do solo da área experimental, Fazenda Didática da UFRPE, Garanhuns (PE).

pH	P (Mehlich-I)	Na	K	Ca	Mg	Al	H	SB	CTC	V	m
(1:2,5)	$mg\ dm^{-3}$					$cmol_c\ dm^{-3}$					%
5,3	2,0	0,06	0,19	0,35	0,53	0,95	4,95	1,15	7,05	16	46,5

pH em água; P = fósforo; Na = sódio; K = potássio; Ca = cálcio; Mg = magnésio; Al: alumínio; H = hidrogênio; SB = soma de bases; CTC = capacidade de troca catiônica; V = saturação de bases; m = saturação por alumínio. Fonte: Carvalho et al. (2022).

A área experimental corresponde a 9,18 ha, disposta em delineamento de blocos casualizados, com quatro tratamentos: sistema silvipastoril, composto por capim-braquiária (*U. decumbens* Stapf.) consorciado com a leguminosa arbórea *M. caesalpiniifolia* Benth. (sabiá) em filas duplas (1 ha); bosque de *M. caesalpiniifolia* Benth. (0,06 ha); capim-braquiária adubado (1 ha) e capim-braquiária sem adubação (1 ha) (Figura 2).

Figura 2 - Identificação das parcelas experimentais na Fazenda Didática Prof. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes, UFRPE.

Segundo o histórico de uso da terra, a braquiária foi estabelecida em 1998. As mudas de sabiá foram provenientes de um viveiro credenciado da cidade de Igarassu (PE- Brasil) e foram plantadas em outubro de 2017 e replantadas conforme necessário em maio de 2018, em

filas duplas espaçadas de $25\text{ m} \times 2\text{ m} \times 1\text{ m}$ no sentido leste-oeste para o sistema silvipastoril, e com espaçamento de $2\text{ m} \times 1\text{ m}$ para o bosque de sabiá.

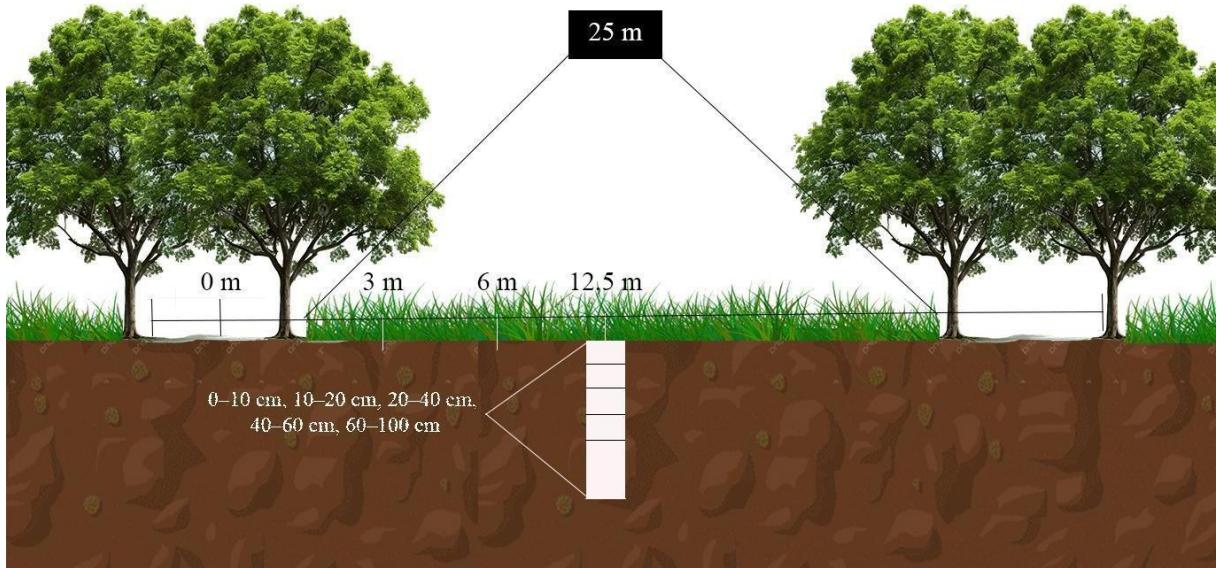
Para o plantio da leguminosa foi realizado correção do solo com calcário dolomítico [(54,3% de carbonato de cálcio (CaCO_3) e 45,7% de carbonato de magnésio (MgCO_3); TRNP= 90%)], na área total ($2,5\text{ t ha}^{-1}$) e adubação por cova com $30\text{ kg de K}_2\text{O ha}^{-1}$ (cloreto de potássio) e $60\text{ kg de P}_2\text{O}_5\text{ ha}^{-1}$ (superfosfato simples) (PESSOA et al., 2025). A parcela de capim-braquiária adubada recebeu anualmente $50\text{ kg de N ha}^{-1}$, $50\text{ kg de K}_2\text{O ha}^{-1}$ e $50\text{ kg de P}_2\text{O}_5\text{ ha}^{-1}$.

O manejo dos animais é realizado sob lotação contínua e taxa de lotação variável (MOTT; LUCAS, 1952), seguindo as recomendações propostas por Sollenberger et al. (2005), onde a taxa de lotação é ajustada a cada 28 dias, de acordo com a relação entre a massa de forragem verde e o peso corporal dos animais. O pastejo foi realizado no sistema silvipastoril e nos monocultivos de braquiária com animais mestiços (Holandês \times Zebu), machos, com peso médio de $170 \pm 15\text{ kg}$, buscando manter a oferta de forragem seca verde (massa total excluindo material senescente) de 3 kg por quilograma de peso corporal. Água e mistura mineral foram disponibilizadas sem restrições. O monocultivo de leguminosas (sabiá) não foi submetido à pastejo, assim como também não foram realizadas podas (PESSOA et al., 2025).

3.2 Coleta das amostras

A amostragem de solo foi realizada em agosto de 2024. As amostras foram coletadas considerando as profundidades de 0-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm, 40-60 cm e 60-100 cm. No sistema silvipastoril, três transectos foram estabelecidos no sentido de maior comprimento. Cada transecto apresentou quatro pontos em relação à fileira dupla de leguminosas: na fila dupla (distância 0), a 3 metros, a 6 metros e a 12,5 metros (Figura 3). Amostras compostas foram formadas por uma amostra simples para cada ponto, em cada transecto. Nas áreas de monocultivo de braquiária (adubada e sem adubação) e de sabiá, amostras compostas foram feitas por três amostras simples coletadas em um transecto na diagonal da área. Amostras deformadas foram coletadas com cavadeira articulada, higienizada a cada ponto amostrado. Amostras indeformadas foram coletadas em um ponto por área nos monocultivos, em quatro distâncias da fileira de leguminosas no sistema silvipastoril, e em cada profundidade, utilizando trado Uhland e cilindros volumétricos para análise da densidade do solo. No total, foram coletadas 105 amostras deformadas e 105 amostras indeformadas.

Figura 3 - Representação dos pontos de coleta no sistema silvipastoril da Fazenda Didática Prof. Antônio de Pádua Maranhão Fernandes, UFRPE, Garanhuns (PE).



As amostras compostas deformadas foram divididas em: amostras microbiológicas e as amostras para as demais análises. Para a caracterização da atividade microbiana, as amostras foram imediatamente refrigeradas até serem encaminhadas à UFRPE (Recife), onde foram armazenadas em freezer, sendo passadas através de peneiras de malha de 2 mm antes do início das análises. Para as demais amostras, o solo foi seco ao ar e, em seguida, homogeneizado e passado em peneiras de malha de 2 mm.

3.3 Atributos microbianos

O carbono da biomassa microbiana (Cmic) foi estimado utilizando o método de irradiação-extracção, de acordo com Islam e Weil (1998) e adaptações de Mendonça e Matos (2017). Esse método consiste na utilização da irradiação por energia eletromagnética (micro-ondas), responsável por promover o rompimento mecânico das células e a liberação dos compostos intracelulares. Dessa forma, a quantificação do carbono microbiano foi realizada pela diferença obtida entre as amostras irradiadas e não irradiadas, utilizando-se o sulfato de potássio (K_2SO_4) 0,5 mol L^{-1} como extrator, seguido da oxidação com dicromato de potássio 0,066 mol L^{-1} em meio com ácido sulfúrico concentrado (H_2SO_4) e da subsequente titulação do excesso de dicromato com uma solução de sulfato ferroso 0,03 mol L^{-1} , na presença do indicador ferroin.

A respiração basal do solo (RBS) foi quantificada seguindo a metodologia descrita por Mendonça e Matos (2017), que envolve a quantificação do CO_2 liberado durante a respiração

microbiana. O processo baseou-se no aprisionamento do CO₂ em uma solução de NaOH 0,5 mol L⁻¹, utilizando amostras de solo incubadas em capacidade de campo por um período de sete dias. Posteriormente, a quantificação foi realizada por meio da titulação com HCl 0,25 mol L⁻¹, utilizando o indicador fenolftaleína, após a precipitação do carbono com uma solução de BaCl₂ 0,05 mol L⁻¹.

O quociente metabólico ($q\text{CO}_2$) foi calculado de acordo com Anderson e Domsch (1985), correspondendo à razão entre a respiração basal do solo e o carbono da biomassa microbiana. O quociente de mineralização ($q\text{Min}$) foi realizado segundo Silva et al. (2022), consistindo na razão entre a respiração basal do solo e o carbono orgânico total. Já o quociente microbiano ($q\text{MIC}$) correspondeu ao carbono da biomassa microbiana dividido pelo carbono orgânico total (SPARLING, 1997; LIRA JUNIOR, 2020b).

3.4 Estoques de carbono (C) e nitrogênio (N)

Amostras de terra fina seca ao ar (TFSA), peneiradas em malha de 2 mm e passadas em um moinho de bolas, foram enviadas à Universidade da Flórida, onde os teores de C e N totais foram calculados em analisador elementar CHNS (VarioMicroCube, Elementar) por combustão seca (BISSUTI; HILKE; RAESSLER, 2004). Esse método baseia-se na combustão completa da amostra a uma temperatura superior a 900 °C (SATO et al., 2014). No analisador, os gases gerados (CO₂ para o C e gás nitrogênio (N₂) para o N) após combustão total são quantificados por condutividade térmica (TCD) (FONTANA; BIANCHI, 2017). A densidade do solo foi determinada pelo método do cilindro volumétrico (ALMEIDA et al., 2017), uma abordagem direta (DUBEUX JR. et al., 2024).

Os estoques de C e N foram estimados em função da densidade do solo (g cm⁻³), das concentrações de C e N (g kg⁻¹) em cada camada e da profundidade (cm). Os mesmos foram expressos em equivalente de massa de solo, adotando-se o modelo “spline cúbico” descrito por Ferchaud et al. (2023) e o script *SimpleESM* desenvolvido em R pelos mesmos autores. Para implementação do modelo, a massa de solo acumulada de referência foi estimada automaticamente utilizando o comando 'RefM_option = auto' (FERCHAUD, CHLEBOWSKI; MAY, 2023). Essa abordagem foi adotada devido à ausência de um tratamento específico. Nesse caso, a massa de solo referência corresponde à situação com a menor massa total acumulada de solo (BRETTAS et al., 2025). Por fim, os estoques acumulativos foram calculados considerando três intervalos: 0-40 cm, 40-100 cm e 0-100 cm (total).

3.5 Frações do carbono orgânico do solo

O carbono lável extraído em água quente (C_{aq}) foi realizado com base na metodologia apresentada por Mendonça e Matos (2017), com adaptações. A fração altamente móvel do C foi extraída de amostras de solo (TFSA) utilizando água destilada na proporção solo:água de 1:3 e posterior incubação em banho-maria por 16 horas a 80°C. A determinação do carbono foi realizada por meio da oxidação com dicromato de potássio. Os estoques de C_{aq} seguiram as mesmas metodologias apresentadas para os estoques de C e N anteriormente.

O carbono orgânico do solo foi fracionado em carbono orgânico particulado (COP) e carbono orgânico associado a minerais (COAM). A metodologia utilizada foi segundo Mendonça e Matos (2017), na qual amostras de solo são dispersas em solução de hexametafosfato de sódio $[(\text{NaPO}_3)_6]$ 5 g L⁻¹ e passadas por peneiras com malha de 53 µm, obtendo-se a fração particulada retida na peneira (COP > 53 µm). A determinação do COP foi realizada com adaptações baseadas no método proposto por Yeomans e Bremner (1988), utilizando dicromato de potássio como agente oxidante e uma fonte externa de calor (170°C por 30 minutos) (MENDONÇA; MATOS, 2005). O carbono orgânico associado a minerais foi obtido pela diferença entre o carbono orgânico total do solo e o carbono orgânico particulado (MENDONÇA; MATOS, 2017). Por fim, os estoques de ambas as frações de carbono também foram calculados conforme a metodologia aplicada ao C total e N total.

O fracionamento químico da matéria orgânica foi feito de acordo com o método da International Humic Substances Society (IHSS) para a determinação das frações ácido fúlvico (AF), ácido húmico (AH) e humina, conforme descrito por Swift (1996) e com adaptações de Mendonça e Matos (2005). O método consiste na extração das substâncias húmicas do solo e posterior fracionamento, baseado na diferença de solubilidade destas frações em meio alcalino e ácido (BENITES; MADARI; MACHADO, 2003). A determinação do carbono presente em cada fração foi realizada conforme o método de Yeomans e Bremner (1988) com adaptações propostas por Mendonça e Matos (2005).

3.6 Análises estatísticas

Em todos os casos foram realizadas análises de variância considerando um modelo misto, com as profundidades sendo consideradas medições repetidas no espaço, e as distâncias em relação à linha dupla como efeito fixo, assim como as profundidades e sua interação. Inicialmente foram considerados apenas os sistemas e profundidades, desconsiderando a avaliação das distâncias em relação ao centro da linha dupla de sabiá. Em seguida, o sistema silvipastoril foi avaliado separadamente, desconsiderando os demais, e avaliando o efeito da

distância em relação ao centro da fila dupla. Em todos os casos, foi considerado o nível de significância de 10% ($P \leq 0.10$) devido à limitação do número de repetições em função do tamanho das unidades experimentais. Quando necessário, as médias foram contrastadas utilizando o teste de Tukey ($p < 0,10$). Para os estoques de C e N nos diferentes tipos de pastagem, aplicou-se o teste de Dunnett.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Atributos microbianos

Considerando os tipos de pastagem (sistema silvipastoril, monocultivos de braquiária sem adubação, de braquiária com adubação e de sabiá), foram observados efeitos da profundidade ($p < 0,1$) para o Cmic, a RBS, o q MIC e o q Min (Tabela 2), o que não ocorreu com o q CO₂ ($p = 0,58$). Os diferentes tipos de pastagem não tiveram efeito significativo ($p > 0,1$) para o Cmic ($p = 0,60$), a RBS ($p = 0,37$), o q MIC ($p = 0,85$), o q Min ($p = 0,61$) e o q CO₂ ($p = 0,30$). A interação entre os tipos de pastagem e a profundidade, não influenciaram o Cmic ($p = 0,82$), a RBS ($p = 0,84$), o q MIC ($p = 0,64$), o q Min ($p = 0,86$) e o q CO₂ ($p = 0,51$) (Tabela 3).

Tabela 2 - Efeito da profundidade na concentração do carbono da biomassa microbiana, na respiração basal do solo e nos quocientes microbiano, de mineralização e metabólico em diferentes pastagens (Garanhuns-PE).

Profundidade	Carbono da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	Respiração basal do solo (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	Quociente microbiano (%)	Quociente de mineralização (% dia ⁻¹)	Quociente metabólico (mg kg ⁻¹ C-mic mg kg ⁻¹ C-CO ₂ dia ⁻¹)
0-10 cm	181,65a	36,05ab	1,06b	0,21b	0,24ns
10-20 cm	187,59a	43,18a	1,48ab	0,35a	0,28ns
20-40 cm	182,42a	30,18ab	1,92a	0,30ab	0,23ns
40-60 cm	145,96ab	29,66b	1,92a	0,38a	0,27ns
60-100 cm	104,56b	27,30b	1,51ab	0,40a	0,33ns

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Conforme apresentado na Tabela 2, o carbono da biomassa microbiana apresentou médias de 0 até 40 cm estatisticamente diferentes da camada de 60-100 cm, enquanto 40-60 cm não diferiu significativamente das demais médias. A respiração basal do solo diferiu apenas entre 10-20 cm e as camadas de 40-60 e 60-100 cm, não havendo diferenças significativas nas demais camadas. O quociente microbiano nas camadas de 20-40 cm e 40-60 cm diferiram apenas da camada de 0-10 cm. Já o quociente de mineralização apresentou, nas camadas de 10-20 cm, 40-60 cm e 60-100 cm, diferença estatística em relação à camada de 0-10 cm.

Tabela 3 - Carbono da biomassa microbiana, respiração basal do solo, quocientes microbiano, metabólico e de mineralização em diferentes profundidades e tipos de pastagem no município de Garanhuns-PE.

Tipos de pastagem	Carbono da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	Respiração basal do solo (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	Quociente microbiano (%)	Quociente de mineralização (% dia ⁻¹)	Quociente metabólico (mg kg ⁻¹ C-mic mg kg ⁻¹ C-CO ₂ dia ⁻¹)
0-10 cm					
Sistema silvipastoril	150,23	43,99	0,85	0,25	0,32
Monocultivo de braquiária sem adubação	160,50	30,48	1,12	0,24	0,25
Monocultivo de braquiária com adubação	195,64	29,86	1,07	0,17	0,17
Monocultivo de sabiá	220,23	39,87	1,20	0,19	0,21
Erro padrão da média	20,22	3,46	0,09	0,04	0,04
10-20 cm					
Sistema silvipastoril	168,45	46,97	1,33	0,38	0,32
Monocultivo de braquiária sem adubação	148,25	38,48	1,17	0,33	0,34
Monocultivo de braquiária com adubação	211,92	40,09	1,74	0,34	0,22
Monocultivo de sabiá	221,72	47,18	1,67	0,33	0,22
Erro padrão da média	20,22	3,46	0,15	0,04	0,04
20-40 cm					
Sistema silvipastoril	199,40	30,00	1,90	0,29	0,18
Monocultivo de braquiária sem adubação	187,15	35,57	2,20	0,36	0,32
Monocultivo de braquiária com adubação	179,40	20,91	2,13	0,25	0,13
Monocultivo de sabiá	163,74	34,22	1,45	0,30	0,31
Erro padrão da média	20,22	3,46	0,28	0,04	0,04
40-60 cm					
Sistema silvipastoril	177,34	29,12	2,20	0,35	0,20
Monocultivo de braquiária sem adubação	130,83	27,09	1,95	0,38	0,26
Monocultivo de braquiária com adubação	122,51	23,46	1,58	0,33	0,31
Monocultivo de sabiá	152,75	38,98	1,94	0,46	0,31
Erro padrão da média	20,22	3,46	0,30	0,04	0,04
60-100 cm					
Sistema silvipastoril	140,26	24,01	2,11	0,37	0,26
Monocultivo de braquiária sem adubação	73,76	32,90	1,05	0,53	0,52
Monocultivo de braquiária com adubação	84,95	22,29	1,23	0,32	0,26
Monocultivo de sabiá	119,26	30,01	1,65	0,38	0,26
Erro padrão da média	20,22	3,46	0,25	0,04	0,04

Médias com ausência de diferença estatística de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$).

Considerando apenas o sistema silvipastoril, a profundidade apresentou efeito significativo ($p < 0,1$) sobre a RBS, o q MIC, o q Min e o q CO₂, não tendo efeito para o Cmic ($p=0,34$) (Tabela 4). Não foi observado efeito da distância em relação à fila dupla para o Cmic ($p=0,31$), a RBS ($p=0,24$), o q MIC ($p=0,99$), o q Min ($p=0,68$) e o q CO₂ ($p=0,33$). O efeito significativo da interação entre a distância em relação à fila dupla e a profundidade ocorreu apenas para o q MIC, não sendo observado para o Cmic ($p=0,21$), a RBS ($p=0,86$), o q Min ($p=0,94$) e o q CO₂ ($p=0,12$) (Tabela 5).

Tabela 4 - Efeito da profundidade na concentração do carbono da biomassa microbiana, na respiração basal do solo e nos quocientes microbiano, de mineralização e metabólico em diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.

Profundidade	Carbono da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	Respiração basal do solo (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	Quociente microbiano (%)	Quociente de mineralização (% dia ⁻¹)	Quociente metabólico (mg kg ⁻¹ C-mic mg kg ⁻¹ C-CO ₂ dia ⁻¹)
0-10 cm	150,23ns	43,99ab	0,85c	0,25a	0,32a
10-20 cm	168,45ns	46,47a	1,33b	0,38a	0,32a
20-40 cm	199,40ns	30,01bc	1,91ab	0,29a	0,19a
40-60 cm	177,34ns	29,12bc	2,21a	0,36a	0,20a
60-100 cm	140,26ns	24,01c	2,11ab	0,37a	0,26a

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Na Tabela 4, a respiração basal do solo foi superior nas camadas mais superficiais do solo (0-10 cm e 10-20 cm), com redução sutil ao longo da profundidade. O quociente microbiano apresentou tendência contrária, com maiores percentuais associados às camadas de 20 a 100 cm, sendo a camada de 10-20 cm estatisticamente semelhante às camadas de 20-40 e 60-100 cm, enquanto a camada de 0-10 cm diferiu de todas as demais. Por fim, mesmo o quociente de mineralização e o quociente metabólico apresentando efeito significativo para profundidade, não foram identificadas diferenças estatísticas entre as médias.

Tabela 5 - Carbono da biomassa microbiana, respiração basal do solo, quocientes microbiano, metabólico e de mineralização em diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.

Distância	Carbono da biomassa microbiana (mg kg ⁻¹)	Respiração basal do solo (mg kg ⁻¹ dia ⁻¹)	Quociente microbiano (%)	Quociente de mineralização (% dia ⁻¹)	Quociente metabólico (mg kg ⁻¹ C-mic mg kg ⁻¹ C-CO ₂ dia ⁻¹)
0-10 cm					
0 m	189,28ns	36,89ns	0,98Aa	0,19ns	0,20ns
3 m	154,31ns	35,34ns	0,92Aa	0,21ns	0,24ns
6 m	97,61ns	51,85ns	0,53Aa	0,30ns	0,56ns
12,5 m	159,72ns	51,88ns	0,98Aa	0,30ns	0,29ns
Erro padrão da média	19,87	4,33	0,05	0,04	0,04
10-20 cm					
0 m	189,48ns	55,59ns	1,37Aa	0,39ns	0,29ns
3 m	150,02ns	34,73ns	1,14Aa	0,29ns	0,29ns
6 m	208,64ns	44,03ns	1,78Ba	0,43ns	0,26ns
12,5 m	125,67ns	53,53ns	1,03Aa	0,41ns	0,43ns
Erro padrão da média	19,87	4,33	0,13	0,04	0,04
20-40 cm					
0 m	221,10ns	36,53ns	2,08Aa	0,34ns	0,16ns
3 m	164,84ns	16,83ns	1,62Aa	0,17ns	0,14ns
6 m	280,16ns	31,68ns	2,68Ba	0,31ns	0,14ns
12,5 m	131,49ns	34,96ns	1,25Aa	0,32ns	0,30ns
Erro padrão da média	19,87	4,33	0,24	0,04	0,04
40-60 cm					
0 m	198,75ns	32,29ns	2,57Aa	0,40ns	0,17ns
3 m	155,26ns	21,70ns	1,99Aa	0,28ns	0,14ns
6 m	111,95ns	36,01ns	1,23ABa	0,42ns	0,33ns
12,5 m	243,41ns	26,48ns	3,04Aa	0,32ns	0,15ns
Erro padrão da média	19,87	4,33	0,29	0,04	0,04
60-100 cm					
0 m	108,87ns	21,97ns	1,58Aa	0,35ns	0,37ns
3 m	163,85ns	26,38ns	2,66Aa	0,44ns	0,19ns
6 m	168,00ns	27,09ns	2,28ABa	0,38ns	0,16ns
12,5 m	120,32ns	20,63ns	1,93Aa	0,33ns	0,30ns
Erro padrão da média	19,87	4,33	0,34	0,04	0,04

Médias seguidas da mesma letra maiúscula (profundidades por cada tipo de pastagem) e da mesma letra minúscula (tipos de pastagem por cada profundidade) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

De acordo com a Tabela 5, para o *qMIC*, na interação entre distâncias e profundidade, as distâncias apresentaram semelhança estatística ao longo da profundidade, com exceção da distância de 6 m, que apresentou diferença estatística entre a camada de 0-10 cm quando comparada às camadas de 10-20 cm e 20-40 cm, enquanto as demais camadas não apresentaram diferença significativa. Considerando a profundidade, todas as médias para as distâncias foram estatisticamente semelhantes.

O sistema silvipastoril, monocultivo de braquiária sem adubação e monocultivo de sabiá, também não se diferenciaram significativamente quanto aos indicadores microbiológicos do solo (RBS, *Cmic*, *qMIC* e *qCO₂*), em estudo anterior realizado na mesma área, considerando a profundidade de 0 a 40 cm (PESSOA et al., 2025). Segundo os autores, o estabelecimento recente do sistema silvipastoril (3,3 anos) pode ter colaborado para a não influência nas variáveis analisadas. Atualmente, sete anos após a implantação do sistema, com avaliação do solo até 1 metro de profundidade e inclusão do monocultivo de braquiária com adubação, além da avaliação do *qMin*, os resultados permaneceram sem diferenças significativas, o que pode indicar que as condições de manejo e a adoção das espécies selecionadas, juntamente com outros possíveis fatores ambientais, como temperatura, pH, estrutura do solo ou nutrientes (CUSTÓDIO et al., 2021), não foram suficientes para provocar alterações significativas nos indicadores microbiológicos avaliados durante o período estudado.

Em relação à profundidade, para o *Cmic*, a ausência de diferença significativa entre as camadas, com exceção para as camadas de 20-40 cm e 60-100 cm, pode ser parcialmente atribuída à rizodeposição das espécies utilizadas nos sistemas, responsável por promover condições estáveis para a microbiota. Plantas forrageiras, como a braquiária, apresentam sistemas radiculares bem distribuídos (RANGEL; SILVA, 2007), com grande liberação de exsudatos, que contribuem para o desenvolvimento dos microrganismos (SANTOS et al., 2022). Além disso, as pastagens, quando consorciadas com a leguminosa arbórea sabiá, podem apresentar maior biomassa de raízes, principalmente nas camadas de 60 a 80 cm (COÊLHO et al., 2024), o que pode favorecer a disponibilidade de nutrientes para os microrganismos.

Ainda, no estudo anterior realizado na mesma área, Pessoa et al. (2025) monitoraram os indicadores microbiológicos ao longo de um período de três anos. No terceiro ano de avaliação, o carbono da biomassa microbiana apresentou baixa variação entre as camadas de 0-40 cm: 295 mg kg⁻¹ (0-10 cm), 285 mg kg⁻¹ (10-20 cm) e 263 mg kg⁻¹ (20-40 cm). Essa baixa variação entre as camadas superficiais se assemelha aos resultados observados no presente estudo, que também evidenciou pouca variação ao longo da profundidade, embora tenha sido considerado uma profundidade maior (até 1 metro) e registrado valores menores.

De modo geral, os valores de Cmic permaneceram abaixo de 200 mg kg⁻¹ ao longo de toda a profundidade, tanto para os diferentes tipos de pastagem quanto para as diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril. Embora esses resultados se diferenciem dos observados em outros sistemas de pastagem, como os descritos por Almeida et al. (2021), Lira Junior et al. (2020b), Mganga et al. (2024) e Rego et al. (2023), essa condição não deve ser interpretada, necessariamente, como um indicador negativo da atividade dos microrganismos. Isso se deve ao fato de que uma maior biomassa microbiana não representa, algo ideal e nem implica, por si só, maior atividade microbiana (FIERER; WOOD; MESQUITA, 2021). Nesse contexto, valores próximos aos obtidos foram observados por Cardozo Junior et al. (2016) em monocultivos de gramíneas, assim como por Santos et al. (2022) em sistemas silvipastoris (*U. decumbens* Stapf. consorciada com árvores nativas). Assim, os valores para o carbono da biomassa microbiana ou são característicos de determinadas condições ambientais, ou devem ser interpretados considerando outras características do sistema, como temperatura e umidade, que influenciam diretamente a dinâmica microbiana.

Considerando isso, a baixa umidade e precipitação podem ser uma via de explicação, não exclusiva, para os valores reduzidos de Cmic, já que ambos os fatores afetam significativamente os micro-organismos (NKONGOLO; NARENDRULA-KOTHA, 2020). Almeida et al. (2021) já demonstraram o impacto das variações de umidade na atividade microbiana, o que pode contribuir para uma redução da biomassa em períodos de menor precipitação e umidade. Uma redução da biomassa microbiana em pastagem com *U. brizantha* no verão, em relação ao período chuvoso, também foi observada por Oliveira et al. (2024). Condições semelhantes foram encontradas no atual estudo, onde a época de amostragem apresentou um índice pluviométrico inferior aos três meses anteriores (IPA, 2024). Logo, mesmo que os microrganismos encontrem disponibilidade de nutrientes decorrente das espécies adotadas em sistemas de pastagem, outros fatores bióticos e abióticos, como a umidade, influenciam as comunidades microbianas (CUSTÓDIO et al., 2021), podendo atuar como fator limitante para a biomassa microbiana (CUI et al., 2020).

Quanto a RBS, esta permaneceu baixa ao longo de toda a profundidade, resultado que pode ser associado a um maior armazenamento de carbono no solo, resultante de menores fluxos de CO₂ durante o processo de decomposição (NKONGOLO; NARENDRULA-KOTHA, 2020). Embora a umidade possa ter limitado a biomassa microbiana, a RBS não apresentou indicativos de estresse relacionados a essa condição. Nesse contexto, o baixo revolvimento do

solo adotado em sistemas silvipastoris pode ter colaborado para os menores fluxos de CO₂ (ALMEIDA et al., 2021).

Ademais, o *qMIC* reflete a assimilação de C por microrganismos, indicando o ritmo no qual a MOS é decomposta (GAO et al., 2024). Embora nenhum valor específico para o *qMIC* represente um ideal (SPARLING, 1997), valores mais altos costumam ser associados a uma maior eficiência microbiana na utilização dos substratos disponíveis (MGANGA et al., 2024). Observando-se o efeito da profundidade nos tipos de pastagem, maiores taxas de *qMIC* foram associadas às profundidades de 10 a 100 cm, indicando maior eficiência microbiana. No sistema silvipastoril, o mesmo foi observado nessa faixa de profundidade. Assim, a menor eficiência microbiana na camada de 0-10 cm pode estar associada à maior disponibilidade de compostos de difícil decomposição, como humina e carbono orgânico associado a minerais, conforme apresentado posteriormente. A humina é considerada a fração mais recalcitrante da MOS (GAMAGE et al., 2024), o que reduz a eficiência da decomposição pelos microrganismos. Já a associação mineral desacelera a decomposição (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020) devido a limitação do acesso microbiano a esses compostos (BREWER; GAUDIN, 2020).

Por sua vez, o *qMin*, seguiu o mesmo padrão do *qMIC*, com valores mais altos nas camadas de 10 até 100 cm para os diferentes tipos de pastagem. Refletindo a capacidade dos microrganismos em metabolizar a matéria orgânica do solo (MGANGA et al., 2024), o *qMin* tende a diminuir na medida que a matéria orgânica é mineralizada (SILVA et al., 2022), padrão observado, principalmente, para a camada de 0-10 cm quando comparada com as demais camadas. O percentual elevado das demais camadas está relacionado ao aumento da concentração de C lável e uma degradação mais rápida (SILVA et al., 2022), uma vez que o aumento da matéria orgânica degradável pode aumentar a mineralização (MOCALI et al., 2018). Assim, a maior alocação de carbono no subsolo por sistemas de pastagem (BAI; COTRUFO, 2022) podem contribuir para a elevação da mineralização em camadas mais profundas.

Já o *qCO₂* permaneceu abaixo de 1 ao longo de toda a profundidade, indicando que não houve estresse oxidativo (FRACETTO et al., 2024), uma vez que valores elevados de *qCO₂* são indicativos de perturbação oxidativa microbiana no microbioma solo (PESSOA et al., 2025). Resultados semelhantes para *qCO₂* foram encontrados por Lira Junior et al. (2020b) em sistemas silvipastoris (0-20 cm) compostos por braquiária, sabiá e gliricídia, com cinco anos de estabelecimento, assim como por Alves et al. (2011), em pastagem de *U. brizantha* (0-10 cm) com aproximadamente 25 anos. Esses dados, em conjunto com os resultados deste estudo,

corroboram a eficácia dos sistemas silvipastoris como promotores de condições favoráveis à eficiência e à estabilidade microbiana.

4.2 Estoques de carbono (C) e nitrogênio (N) no solo

A profundidade apresentou efeito significativo ($p < 0,1$), conforme a Tabela 6, para o carbono e nitrogênio total, assim como para a relação C:N, com ausência de efeito sob a densidade do solo ($p = 0,11$). O carbono total e a relação C:N apresentaram efeito significativo ($p < 0,1$) na interação entre os tipos de pastagem e a profundidade, o que não foi observado para o nitrogênio total ($p = 0,29$) e para a densidade ($p = 0,23$) (Tabela 7). Efeitos dos tipos de pastagem não foram observados para o carbono total ($p = 0,39$), para o nitrogênio total ($p = 0,45$), para a relação C:N ($p = 0,39$) e para a densidade ($p = 0,17$).

Tabela 6 - Efeito da profundidade (0-100 cm) para densidade do solo, concentrações de carbono e nitrogênio, e sobre a relação C:N do solo em diferentes tipos de pastagem (Garanhuns-PE).

Profundidade	Densidade do solo (g cm^{-3})	C concentração (g kg^{-1})	N concentração	C:N
0-10 cm	1,43ns	17,53a	1,10a	15,86a
10-20 cm	1,46ns	12,95b	0,85b	15,26b
20-40 cm	1,49ns	10,06c	0,67b	14,99ab
40-60 cm	1,47ns	7,93d	0,53d	15,01ab
60-100 cm	1,46ns	7,05e	0,48e	14,99ab

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Considerando a Tabela 6, as concentrações de carbono e nitrogênio apresentaram tendência decrescente ao longo do perfil do solo, com todas as camadas se diferenciando entre si, sendo as maiores concentrações na camada de 0-10 cm e as menores entre 60-100 cm. A relação C:N diferiu entre as camadas de 0-10 cm e 10-20 cm, enquanto as demais camadas (20-100 cm) apresentaram valores com ausência de diferença significativa entre si e em relação às camadas superficiais.

Tabela 7 - Densidade do solo, concentrações de C e N e relação C:N em diferentes profundidades e tipos de pastagem em Garanhuns-PE.

Tipo de pastagem	Densidade do solo (g cm ⁻³)	C concentração (g kg ⁻¹)	N concentração (g kg ⁻¹)	C:N
				0-10 cm
Sistema silvipastoril	1,42ns	17,49Aa	1,12ns	15,58Aa
Monocultivo de braquiária sem adubação	1,50ns	14,23ABA	0,88ns	15,97Aa
Monocultivo de braquiária com adubação	1,49ns	18,49Aa	1,11ns	16,53Aa
Monocultivo de sabiá	1,32ns	19,89Aa	1,28ns	15,36Aa
Erro padrão da média	0,02	1,19	0,09	0,15
10-20 cm				
Sistema silvipastoril	1,46ns	12,82Ba	0,86ns	14,89Aa
Monocultivo de braquiária sem adubação	1,45ns	11,95ABA	0,75ns	15,81Aa
Monocultivo de braquiária com adubação	1,56ns	12,10ABA	0,76ns	15,78Aa
Monocultivo de sabiá	1,38ns	14,92ABA	1,01ns	14,56Aa
Erro padrão da média	0,02	0,79	0,06	0,22
20-40 cm				
Sistema silvipastoril	1,54ns	10,52Ba	0,69ns	14,47Aa
Monocultivo de braquiária sem adubação	1,49ns	9,76Aa	0,64ns	15,24Aa
Monocultivo de braquiária com adubação	1,51ns	8,48Ba	0,57ns	14,80Aa
Monocultivo de sabiá	1,44ns	11,49Aa	0,79ns	14,43Aa
Erro padrão da média	0,02	0,38	0,03	0,32
40-60 cm				
Sistema silvipastoril	1,49ns	8,27Ca	0,54ns	15,33Aa
Monocultivo de braquiária sem adubação	1,47ns	7,49ABA	0,51ns	14,70Aa
Monocultivo de braquiária com adubação	1,52ns	7,44Ba	0,48ns	15,67Aa
Monocultivo de sabiá	1,39ns	8,51BCa	0,59ns	14,34Aa
Erro padrão da média	0,02	0,39	0,02	0,36
60-100 cm				
Sistema silvipastoril	1,43ns	6,62Da	0,45ns	14,62Aa
Monocultivo de braquiária sem adubação	1,50ns	6,90Ba	0,47ns	15,27Aa
Monocultivo de braquiária com adubação	1,55ns	6,88Ba	0,43ns	16,32Aa
Monocultivo de sabiá	1,34ns	7,79Ca	0,56ns	13,79Aa
Erro padrão da média	0,02	0,38	0,03	0,41

Médias seguidas da mesma letra maiúscula (profundidades por cada tipo de pastagem) e da mesma letra minúscula (tipos de pastagem por cada profundidade) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

No que se refere a interação entre os tipos de pastagem e a profundidade, conforme a Tabela 7, para o carbono total, a profundidade apresentou ausência de diferença estatística para todos os tipos de pastagem. Em relação aos tipos de pastagem, o sistema silvipastoril apresentou semelhança estatística nas camadas de 10-20 cm e 20-40 cm, sendo as demais camadas estatisticamente diferentes. Já o monocultivo de braquiária sem adubação apresentou diferença entre as camadas de 20-40 cm e 60-100 cm, enquanto as demais médias não diferiram estatisticamente. No monocultivo de braquiária com adubação, observou-se diferença estatística entre a camada de 0-10 cm em comparação às camadas de 20 a 40 cm. O monocultivo de sabiá apresentou ausência de diferença estatística para as camadas superficiais de 0-40 cm, sendo a camada de 10-20 cm estatisticamente semelhante à de 40-60 cm, e esta, por sua vez, semelhante à de 60-100 cm. Para a relação C:N, verificou-se que tanto as médias entre os sistemas em cada profundidade, quanto entre as profundidades em cada sistema, apresentaram semelhança estatística.

Considerando apenas o sistema silvipastoril, a profundidade apresentou efeito significativo ($p < 0,1$) sobre as concentrações de C e N, relação C:N e densidade do solo (Tabela 8). A distância das árvores apresentou efeito significativo ($p < 0,1$) sobre a relação C:N e a densidade do solo, com ausência de efeito para o C total ($p= 0,92$) e o N total ($p= 0,81$) (Tabela 9). Não foi observado efeito da interação entre as distâncias das árvores e a profundidade para nenhuma das variáveis avaliadas: C total ($p= 0,84$), N total ($p= 0,95$), relação C:N ($p= 0,98$) e densidade do solo ($p=0,23$) (Tabela 10).

Tabela 8 - Efeito da profundidade na densidade do solo, nas concentrações de C e N e na relação C:N em um sistema silvipastoril.

Profundidade	Densidade do solo (g cm ⁻³)	C concentração (g kg ⁻¹)	N concentração (g kg ⁻¹)	C:N
0-10 cm	1,42b	17,49a	1,12a	15,58ac
10-20 cm	1,46b	12,82b	0,86b	14,89bc
20-40 cm	1,54a	10,52b	0,69c	15,47abc
40-60 cm	1,49ab	8,27c	0,54d	15,34ab
60-100 cm	1,43b	6,62d	0,45e	14,62c

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Tabela 9 - Efeito de diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas na densidade do solo e na relação C:N em um sistema silvipastoril.

Distância	Densidade do solo (g cm ⁻³)	C:N
0 m	1,37b	14,76b
3 m	1,51a	15,09b
6 m	1,48ab	15,61a
12,5 m	1,52a	15,26ab

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

No que se refere ao sistema silvipastoril, segundo a Tabela 8, a densidade do solo promoveu diferenças estatísticas entre as camadas superficiais (0-10 cm e 10-20 cm) e a profundidade de 60-100 cm, quando comparadas com a profundidade de 20-40 cm, tendo a camada de 40-60 cm ausência de diferença em relação às demais médias. A concentração de carbono teve diferença significativa ao longo da profundidade, com a única semelhança ocorrendo entre as camadas de 10-20 cm e 40-60 cm. A concentração de nitrogênio, no entanto, diferiu significativamente entre todas as camadas analisadas. Por fim, a relação C:N apresentou maiores diferenças entre a camada de 40-60 cm quando comparada à de 60-10 cm.

Conforme a Tabela 9, a densidade do solo apresentou diferença estatística entre 0 m e as distâncias de 3 m e 12,5 m, enquanto a distância de 6 m apresentou valores semelhantes às demais. Já para a relação C:N, as distâncias de 0 m e 3 m diferiram significativamente da de 6 m, enquanto a de 12,5 m não apresentou diferença estatística em relação às demais médias.

Tabela 10 - Densidade do solo, concentrações de C e N e relação C:N em diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.

Distância	Densidade do solo (g cm ⁻³)	C concentração (g kg ⁻¹)		N concentração (g kg ⁻¹)	C:N
		0-10 cm	10-20 cm		
0 m	1,29	19,30		1,26	15,33
3 m	1,43	16,86		1,07	15,68
6 m	1,46	17,91		1,12	15,94
12,5 m	1,50	15,92		1,02	15,38
Erro padrão da média	0,02	1,64		0,09	0,24
10-20 cm					
0 m	1,44	13,74		0,96	14,35
3 m	1,48	12,52		0,84	14,97
6 m	1,44	12,11		0,81	14,99
12,5 m	1,49	12,89		0,85	15,26
Erro padrão da média	0,02	1,06		0,06	0,24
20-40 cm					
0 m	1,48	10,71		0,72	14,89
3 m	1,55	10,12		0,67	15,22
6 m	1,53	10,32		0,66	15,71
12,5 m	1,58	10,95		0,69	16,05
Erro padrão da média	0,02	0,22		0,02	0,24
40-60 cm					
0 m	1,37	7,83		0,53	14,97
3 m	1,55	7,77		0,52	15,13
6 m	1,52	9,24		0,58	15,94
12,5 m	1,53	8,25		0,54	15,31
Erro padrão da média	0,02	0,27		0,02	0,24
60-100 cm					
0 m	1,27	6,34		0,45	14,29
3 m	1,54	6,29		0,44	14,44
6 m	1,43	7,56		0,49	15,46
12,5 m	1,48	6,30		0,44	14,29
Erro padrão da média	0,02	0,27		0,02	0,24

Médias com ausência de diferença estatística de acordo com o teste de Tukey (p > 0,1).

Com relação ao estoque acumulado de 0-40 cm, foi observado efeito dos tipos de pastagem para o estoque de N ($p < 0,1$), sem efeito significativo para o estoque de C ($p = 0,20$). Não foram verificadas alterações significativas nos estoques acumulados de 40-100 cm para C ($p = 0,80$) e N ($p = 0,42$), assim como nos estoques acumulados de 0-100 cm para C ($p = 0,36$) e N ($p = 0,14$).

Tabela 11 - Efeito do tipo de pastagem sobre os estoques acumulados de C e N nas camadas de 0-40, 40-100 e 0-100 cm.

Tipo de pastagem	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)			Estoque de N (Mg ha ⁻¹)		
	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm
Sistema silvipastoril	69,72ns	49,71ns	119,42ns	4,55	3,35ns	7,90ns
M. de braquiária sem adubação	62,25ns	48,97ns	111,22ns	3,96	3,32ns	7,28ns
M. de braquiária com adubação	64,20ns	48,75ns	112,96ns	4,09	3,04ns	7,14ns
Monocultivo de sabiá	78,44ns	55,38ns	133,82ns	5,28	3,93ns	9,21ns
Erro padrão da média	9,59	9,75	16,67	0,64	0,65	1,13

M.= Monocultivo. Médias em negrito são significativamente diferentes ($p < 0,1$) do tratamento controle (Monocultivo de braquiária sem adubação) de acordo com o teste Dunnett. ns: não significativo.

Considerando os estoques acumulados de N na profundidade de 0-40 cm, apresentados na tabela acima, o sistema silvipastoril, o monocultivo de braquiária adubada e o de sabiá foram significativamente diferentes ($p < 0,1$) em comparação ao monocultivo de braquiária sem adubação, que apresentou a menor média.

De modo geral, nenhum efeito significativo foi observado quanto às distâncias da fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril para os estoques acumulados de 0-40 cm ($p = 0,55$ para C; $p = 0,29$ para N), 40-100 cm ($p = 0,37$ para C; $p = 0,77$ para N) ou para a profundidade total de 0-100 cm ($p = 0,29$ para C; $p = 0,36$ para N), conforme apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 - Efeito de diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas, em um sistema silvipastoril, sobre os estoques acumulados de 0-40, 40-100 e 0-100 cm de C e N.

Distância	Estoque de C (Mg ha ⁻¹)			Estoque de N (Mg ha ⁻¹)		
	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm
0 m	73,81	47,36	121,17	4,97	3,29	8,26
3 m	67,37	46,97	114,33	4,42	3,21	7,63
6 m	68,65	56,25	124,89	4,41	3,59	8,01
12,5 m	69,03	48,25	117,28	4,42	3,28	8,25
Erro padrão da média	5,59	6,77	6,44	0,38	0,48	0,44

Médias com ausência de diferença estatística de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$).

No sistema silvipastoril, a densidade do solo foi significativamente influenciada pela presença da braquiária e sabiá nas diferentes distâncias em relação à fila dupla de leguminosas. A distância com maior influência e predominância da braquiária (12,5 m) apresentou maior densidade quando comparada à área de maior influência do sabiá (0 m). Tal fator pode estar relacionado à preferência dos animais em pastejo, o qual influencia o pisoteio, sendo esse responsável pelo aumento da densidade devido a pressão exercida pelas patas (BATISTA et al., 2024). Assim, a presença de acúleos nos galhos do sabiá (CARVALHO et al., 2022) pode ter reduzido a preferência dos animais, diminuindo a densidade do solo entre as fileiras duplas. Uma possível redução da preferência dos animais ao sabiá também foi retratada por Herrera et al. (2021), o que favoreceu o aumento de galhos mais espessos do sabiá em relação a gliricídia.

Na sequência, a concentração de C seguiu uma tendência decrescente ao longo da profundidade, tendo a última camada (60-100 cm) aproximadamente 2,5 vezes menos carbono que a camada de 0-10 cm, tanto nos tipos de pastagem quanto no sistema silvipastoril. Essa concentração do C na camada superficial pode ser justificada pelo acúmulo de matéria orgânica (NAVARRO-PEDREÑO; ALMENDRO-CANDEL; ZORPAS, 2021), proveniente principalmente da vegetação, a qual fornece insumos tanto acima quanto abaixo da superfície do solo (LAGANIÈRE et al., 2022), atuando como um fator importante na distribuição vertical do carbono orgânico (WANG et al., 2004).

Com base nessa influência da vegetação, as maiores concentrações de carbono foram observadas nas camadas de 0-10 cm e 10-20 cm de profundidade, o que pode ter ocorrido devido à deposição de serapilheira promovida pelo sabiá (PESSOA et al., 2024), em conjunto com produção de fitomassa pela braquiária (MENEZES; LEANDRO, 2004). Outros estudos avaliando sistemas pastoris também identificaram uma maior concentração de C em camadas

superficiais (HAILE; NAIR; NAIR, 2008; LIU et al., 2017; SOUSA et al., 2024), ressaltando o papel da composição vegetal do sistema para esse aumento nos teores de C, o que é essencial para o fornecimento de serviços ecossistêmicos e para o desenvolvimento de diversas funções do solo (LAL, 2016).

Para as camadas mais profundas, o carbono presente tem origem principalmente em raízes, exsudatos radiculares, matéria orgânica dissolvida, além de translocação de matéria orgânica particulada e bioturbação (DUBEUX JR. et al., 2024; RUMPEL; KÖGEL-KNABNER, 2011), podendo ser em grande parte derivado da ação dos microrganismos (RUMPEL; KÖGEL-KNABNER, 2011). A braquiária, pode apresentar um sistema radicular extenso (GALDOS et al., 2020), com elevada capacidade para acúmulo de C (SANTOS et al., 2019a), assim como o sabiá, uma vez que as árvores apresentam grande potencial para aumento do sistema radicular (DOUGLAS et al., 2020). Tais características podem ter contribuído significativamente para os teores observados nas camadas mais profundas, já que as fontes subterrâneas, como raízes e microrganismos, são a principal fonte de carbono orgânico no solo (GROSS; HARRISON, 2019).

A concentração de C decrescente ao longo da profundidade (0-100 cm), contribuiu para o aumento dos estoques acumulativos 0-40 cm, superiores aos de 40-100 cm, mesmo com uma menor espessura. Camadas mais superficiais são mais expostas a mudanças de curto prazo, como alterações na densidade do solo (BRETAS et al., 2025). Em Rauber et al. (2021), o pastoreio foi identificado como um dos fatores responsáveis por esse aumento. Entretanto, o método de MSE é responsável por reduzir os erros relacionados à compactação do solo (HADEN; YANG; DELUCIA, 2020), os quais podem resultar em superestimação ou subestimação dos estoques. Isso indica que o aumento nos estoques de C 0-40 cm, no presente estudo, corresponde a um real acúmulo de C.

Desse modo, o pastoreio pode ter exercido uma influência positiva no aumento dos estoques de C 0-40 cm para as pastagens, dado que segundo Hewins et al. (2018), o pastoreio aumenta as concentrações de C nos primeiros 15 cm superficiais, incorporando a serrapilheira ao solo e promovendo sua decomposição (WEI et al., 2021). Além disso, a braquiária apresenta maior distribuição radicular entre 0 e 30 cm, com menor proporção de raízes abaixo de 50 cm (HUOT et al., 2020). Essa maior biomassa de raízes da gramínea na superfície (COÊLHO et al., 2024) pode ter contribuído para uma maior alocação de C nessas regiões.

Todavia, o aumento dos estoques de C 0-40 cm no monocultivo de sabiá, com ausência de pastejo, indica a existência de outro fator relacionado à elevação dos estoques de carbono. Para essa área, os ganhos foram de aproximadamente $13 \text{ Mg}\cdot\text{ha}^{-1}$ quando comparados aos

demais sistemas, o que pode estar relacionado principalmente a serrapilheira, importante para o sequestro e acúmulo de C em sistemas com e sem manejo (XU et al., 2021), e maior cobertura do solo devido a densidade do plantio.

Observa-se, ainda, que, ao considerar os estoques acumulativos de 0 a 100 cm de C, embora não tenha sido observado efeito significativo em relação ao monocultivo de braquiária sem adubação, o monocultivo de sabiá apresentou um ganho de 22 Mg ha⁻¹ ($p = 0,25$), enquanto o sistema silvipastoril apresentou um ganho de 8 Mg ha⁻¹ ($p = 0,77$), superior ao ganho observado para o monocultivo de braquiária com adubação, que foi inferior a 2 Mg ha⁻¹ ($p = 0,99$). Logo, o sistema silvipastoril contribuiu para o aumento dos estoques de C até 1 m de profundidade, concordando com Lal (2018), que ressalta o maior potencial de sequestro de carbono orgânico em pastagens manejadas, e com Paustian et al. (2019), que indicam que sistemas de pastagem bem manejados podem aumentar o armazenamento de carbono orgânico no solo.

Além disso, os dados ressaltam a importância da inclusão de maiores profundidades, como até 1 metro, na avaliação do estoque de carbono, uma vez que os tipos de pastagem avaliados apresentaram cerca de 119 Mg ha⁻¹ de C armazenados em 100 cm, superior ao que seria observado caso fossem avaliados apenas os 40 cm superficiais, os quais apresentaram menor variação entre os tipos de pastagem, com valores entre 62 e 78 Mg ha⁻¹ de C. Desse modo, os resultados encontrados corroboram com estudos anteriores que destacam a relevância de camadas mais profundas no armazenamento de carbono (DOUGLAS et al., 2020; DUBEUX JR. et al., 2024), dado que camada de 40-100 cm contribuiu com aproximadamente metade do carbono estocado até 1 m de profundidade.

Todavia, não foi possível observar o efeito dos tipos de pastagem, bem como das distâncias em relação à fileira dupla de leguminosas, sobre a concentração e o estoque de C acumulado até 100 cm. De acordo com o IPCC (2019), as mudanças no uso do solo promovem alterações nos estoques de carbono que só se estabilizam após 20 anos. Assim, mesmo que os estoque de C se caracterizem como melhores indicadores do efeito dos sistemas de cultivo quando comparados com as concentrações do carbono orgânico do solo (PENG et al., 2024), deve-se considerar o tempo de implantação dos sistemas avaliados para que seja possível identificar mudanças significativas nos estoques de C. Além disso, os estoques de carbono podem ser afetados pelas características de cada sistema. A escolha das espécies para cobertura vegetal, suas interações, as variações climáticas e os fatores químicos e biológicos do solo afetam a distribuição do carbono orgânico (SHOUMIK et al., 2025). Dessa forma, no presente estudo, as características do sistema silvipastoril avaliado, como o espaçamento entre as fileiras

duplas, em conjunto com o tempo de implementação (inferior a 10 anos), foram insuficientes para promover diferenças significativas em relação aos tipos de pastagem avaliados.

Além disso, a braquiária pode ter exercido um efeito compensatório sobre os estoques de carbono, especialmente quando se considera o tempo de sua implementação na área (aproximadamente 26 anos), em comparação com o tempo de estabelecimento do sistema silvipastoril. Tal efeito está relacionado ao fato de que a braquiária apresenta metabolismo fotossintético do tipo C4, enquanto a leguminosa é do tipo C3 (LIRA et al., 2021). Essa diferença metabólica é significativa, uma vez que plantas C4 apresentam vantagens em relação às C3, como maior eficiência energética e assimilação de CO₂ (EVANS, 2013). Logo, a deposição líquida de carbono da braquiária (SANTOS et al., 2019a), contribuiu em longo prazo para a elevação dos estoques de C, que, por sua vez, pode ter ocultado eventuais efeitos do sistema silvipastoril mais recente, resultando na ausência de diferenças significativas entre os sistemas avaliados, conforme observados para os estoques acumulados de 0-100 cm.

A concentração de N seguiu a mesma tendência do C, com acréscimo no nitrogênio estocado na camada de 40-100 cm, resultando em estoques totais de 0-100 cm superiores aos observados quando considerado apenas os 40 cm superficiais. Por outro lado, para os estoques acumulados de N até 40 cm foi possível observar diferenças significativas entre os tipos de pastagem, os quais diferiram significativamente do monocultivo de braquiária sem adubação. As leguminosas estabelecem simbiose com rizóbios, responsáveis por converter N₂ em formas assimiláveis pelas plantas (MASSON-BOIVIN et al., 2009), o que pode ter contribuído para o aumento dos estoques de N, tanto no sistema silvipastoril quanto no monocultivo da leguminosa.

Dessa forma, a fixação biológica de nitrogênio provavelmente foi compensatória em relação à adubação realizada no monocultivo de braquiária para os estoques acumulados de N até 40 cm, evidenciada pela ausência de diferença entre o sistema silvipastoril, o monocultivo de sabiá e o de braquiária com adubação. Assim, sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas contribuem para o aumento dos estoques de N, o que pode gerar um benefício econômico associado à redução da fertilização nitrogenada em sistemas que apresentam leguminosas arbóreas em consórcio com gramíneas.

Ainda considerando os estoques acumulados de N, a fixação biológica de nitrogênio por outras vias, como a realizada por bactérias heterotróficas assimbióticas de vida livre, arqueias e bactérias autotróficas, pode ter contribuído para a ausência de diferença significativa entre as distâncias em relação à fileira dupla de leguminosas, o que também colaborou para os aumentos nos estoques 0-40 cm no sistema silvipastoril. O potencial desses microrganismos diazotróficos

de vida livre é ampliado pela disponibilidade de fontes de carbono, como ocorre por meio da exsudação radicular (DITTMAN et al., 2025), sendo identificados em pastagens globais (NEPEL et al., 2022), bem como em sistemas silvipastoris e em monocultivos de pastagem (BARROS et al., 2021),

Em seguida, a relação C:N apresentou uma média geral de 15, tanto nos tipos de pastagem como nas distâncias em relação à fila dupla de leguminosas. Nos solos, a relação C:N reflete a qualidade e a taxa de decomposição da matéria orgânica (ZINN; MARRENJO; SILVA, 2018). Valores abaixo de 25 indicam predomínio de processos de mineralização (ROCHA et al., 2019), assemelhando-se aos resultados obtidos.

A ausência de diferenças significativas entre os tipos de pastagem está de acordo com Zinn, Marrenjo e Silva (2018), que não observaram alterações na relação C:N diante de variações simultâneas e proporcionais nas concentrações de C orgânico e N em diferentes usos da terra. Ainda, tais mudanças proporcionais nas concentrações de C e N entre sistemas de pastagem com menor tempo de implantação podem ter colaborado para a falta de diferença na relação C:N.

4.3 Frações do carbono orgânico do solo

Em relação às frações do carbono orgânico do solo, a profundidade, dentro dos tipos de pastagem avaliados, apresentou efeito significativo sobre o carbono extraído em água quente, o COP, o COAM e as frações humina e ácido húmico, assim como sobre a relação AH:AF ($p < 0,1$), enquanto não houve efeito significativo sobre a fração ácido fúlvico ($p = 0,61$) (Tabela 13). Observou-se efeito das diferentes pastagens para o carbono extraído em água quente ($p < 0,1$), com ausência de efeito significativo para o COP ($p = 0,38$), o COAM ($p = 0,39$), a humina ($p = 0,78$), o ácido fúlvico ($p = 0,89$), o ácido húmico ($p = 0,95$), a relação AH:AF ($p = 0,82$) (Tabela 14). A interação dos tipos de pastagem e profundidade foi significativa apenas para o COAM ($p < 0,1$), com ausência de efeito para o carbono extraído em água quente ($p = 0,61$), o COP ($p = 0,44$), a humina ($p = 0,31$), o ácido fúlvico ($p = 0,29$), o ácido húmico ($p = 0,93$) e para a relação AH:AF ($p = 0,70$) (Tabela 15).

Tabela 13 - Efeito da profundidade em frações do carbono (carbono extraído em água quente, carbono orgânico particulado, carbono orgânico associado a minerais, humina, ácido fúlvico ácido húmico e relação AH:AF) em diferentes pastagens (Garanhuns-PE).

Profundidade	Fracionamento físico da MOS			Fracionamento químico da MOS			
	C extraído em água quente	C orgânico particulado	C orgânico associado a minerais	Humina (g kg ⁻¹)	Ácido Fúlvico	Ácido húmico	AH:AF
0-10 cm	1,21a	1,30a	16,23a	10,36a	3,17ns	4,02ad	1,42ab
10-20 cm	1,05b	0,78b	12,16b	5,69b	2,99ns	3,52ab	1,49a
20-40 cm	0,90c	0,52c	9,54c	4,81b	2,59ns	2,96abc	1,25abc
40-60 cm	0,75d	0,38d	7,54d	3,92b	2,37ns	2,41bc	0,98bc
60-100 cm	0,67e	0,44cd	6,61e	4,21b	2,52ns	1,99cd	0,88c

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Tabela 14 - Efeito de áreas de pastagem no carbono extraído em água quente.

Tipos de pastagem	Carbono extraído em água quente (g kg ⁻¹)
Sistema silvipastoril	0,82b
Monocultivo de braquiária sem adubação	0,85ab
Monocultivo de braquiária com adubação	1,05a
Monocultivo de sabiá	0,96ab

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

As frações do carbono orgânico apresentaram, em geral, redução com o aumento da profundidade (Tabela 13). O carbono extraído em água quente apresentou diferenças significativas entre todas as camadas, com maior média em 0-10 cm e menor em 60-100 cm. O carbono orgânico particulado também foi mais elevado em 0-10 cm, diferindo estatisticamente das demais profundidades. De forma semelhante, o carbono orgânico associado a minerais apresentou maior concentração na camada superficial, com diferenças estatísticas entre as camadas ao longo da profundidade. A humina apresentou maior média na camada de 0-10 cm, a qual diferiu-se estatisticamente das demais camadas, que não apresentaram diferença significativa entre si (10-100 cm). O ácido húmico apresentou diferenças significativas apenas na profundidade de 0-10 cm, quando comparada à de 40-60 cm, e na de 10-20 cm, quando comparada à de 60-100 cm, não ocorrendo diferenças estatísticas entre as demais médias. A relação AH:AF apresentou maior média em 10-20 cm, seguida de 0-10 cm e 20-40 cm, enquanto

as menores médias foram observadas em 40-60 cm e 60-100 cm. Ainda para a relação AH:AF, as diferenças estatísticas ocorreram principalmente entre as camadas superficiais (0-10 e 10-20 cm) e a camada mais profunda (60-100 cm), com valores intermediários nas demais profundidades.

Para o efeito das áreas de pastagem no carbono extraído em água quente, conforme apresentado na Tabela 14, maiores diferenças foram observadas nas concentrações dessa fração no monocultivo de braquiária adubada quando comparado ao sistema silvipastoril. Ausência de diferenças estatísticas foi observada para o monocultivo de braquiária sem adubação e para o de sabiá, em relação aos demais tipos de pastagem.

Tabela 15 - Frações do carbono orgânico para diferentes profundidades e tipos de pastagem em Garanhuns-PE.

Tipos de pastagem	Fracionamento físico da MOS				Fracionamento químico da MOS		
	C extraído em água quente (g kg ⁻¹)	C orgânico particulado (g kg ⁻¹)	C orgânico associado a minerais (g kg ⁻¹)	Humina (g kg ⁻¹)	Ácido Fúlvico (g kg ⁻¹)	Ácido húmico (g kg ⁻¹)	AH:AF
0-10 cm							
Sistema silvipastoril	1,30ns	1,27ns	16,23Aa	11,11ns	3,02ns	3,74ns	1,39ns
Monocultivo de braquiária sem adubação	1,11ns	1,26ns	12,98Aa	8,01ns	3,38ns	3,91ns	1,57ns
Monocultivo de braquiária com adubação	1,36ns	1,32ns	17,18Aa	12,69ns	2,58ns	4,24ns	1,61ns
Monocultivo de sabiá	1,34ns	1,37ns	18,52Aa	9,64ns	3,71ns	4,19ns	1,09ns
Erro padrão da média	0,05	0,09	1,13	1,76	0,44	0,49	0,16
10-20 cm							
Sistema silvipastoril	0,89ns	0,81ns	12,00Ba	6,18ns	2,98ns	4,16ns	1,68ns
Monocultivo de braquiária sem adubação	0,92ns	0,67ns	11,28Aa	5,13ns	3,61ns	3,68ns	1,10ns
Monocultivo de braquiária com adubação	1,18ns	0,65ns	11,45ABa	5,59ns	1,75ns	3,30ns	2,13ns
Monocultivo de sabiá	1,23ns	0,99ns	13,93ABa	5,85ns	3,66ns	2,94ns	1,07ns
Erro padrão da média	0,05	0,05	0,77	0,61	0,49	0,49	0,16
20-40 cm							
Sistema silvipastoril	0,86ns	0,44ns	10,09Ba	5,18ns	3,21ns	3,16ns	1,29ns
Monocultivo de braquiária sem adubação	0,81ns	0,51ns	9,24Aa	4,63ns	2,50ns	2,89ns	1,17ns
Monocultivo de braquiária com adubação	0,99ns	0,38ns	8,09ABa	4,21ns	2,06ns	2,43ns	1,23ns
Monocultivo de sabiá	0,94ns	0,76ns	10,73Aa	5,21ns	2,58ns	3,36ns	1,31ns
Erro padrão da média	0,05	0,06	0,36	0,36	0,46	0,49	0,16
40-60 cm							
Sistema silvipastoril	0,68ns	0,34ns	7,93Ca	5,09ns	2,21ns	2,68ns	1,01ns
Monocultivo de braquiária sem adubação	0,73ns	0,38ns	7,11Aa	3,39ns	2,06ns	1,91ns	0,91ns
Monocultivo de braquiária com adubação	0,92ns	0,36ns	7,08ABa	4,36ns	2,98ns	2,39ns	0,82ns
Monocultivo de sabiá	0,69ns	0,46ns	8,05ABa	2,81ns	2,24ns	2,65ns	1,16ns
Erro padrão da média	0,05	0,04	0,38	0,70	0,41	0,49	0,16
60-100 cm							
Sistema silvipastoril	0,63ns	0,31ns	6,32Da	3,41ns	2,45ns	2,23ns	1,06ns
Monocultivo de braquiária sem adubação	0,69ns	0,46ns	6,45Aa	3,60ns	2,38ns	2,17ns	0,88ns
Monocultivo de braquiária com adubação	0,78ns	0,41ns	6,47Ba	3,71ns	2,04ns	1,57ns	0,76ns
Monocultivo de sabiá	0,58ns	0,57ns	7,21Ba	6,10ns	3,22ns	1,99ns	0,84ns
Erro padrão da média	0,05	0,05	0,35	0,28	0,50	0,49	0,16

Médias seguidas da mesma letra maiúscula (por tipo de pastagem) e da mesma letra minúscula (por profundidade) não diferem entre si pelo teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

De acordo com a Tabela 15, o COAM apresentou médias sem diferença estatística entre as profundidades. Já por tipo de pastagem, o sistema silvipastoril apresentou médias estatisticamente semelhantes entre as camadas de 10 a 20 cm e 20 a 40 cm, enquanto as demais médias diferiram entre si. O monocultivo de braquiária sem adubação apresentou médias estatisticamente semelhantes. O monocultivo de braquiária adubada diferiu significativamente apenas quando comparado às camadas de 0 a 10 cm e 60 a 100 cm, apresentando ausência de diferença estatística nas demais camadas. Por fim, o bosque de sabiá apresentou semelhança estatística entre as camadas de 0 a 60 cm, sendo as camadas de 10 a 20 cm e 40 a 60 cm também estatisticamente semelhantes à de 60 a 100 cm.

Considerando os tipos de pastagem, a profundidade apresentou efeito ($p < 0,1$) sobre a proporção de carbono orgânico particulado e associado a minerais, bem como sobre a fração humina, não sendo observado efeito significativo para o ácido fúlvico ($p= 0,27$) e o ácido húmico ($p= 0,12$) (Tabela 16). Os tipos de pastagem, assim como a interação entre os tipos de pastagem e a profundidade, não apresentaram efeito sobre a proporção de carbono orgânico particulado ($p= 0,64$, $p= 0,67$), de carbono orgânico associado a minerais ($p= 0,63$, $p= 0,67$), de humina ($p= 0,86$, $p= 0,16$), de ácido fúlvico ($p= 0,91$, $p= 0,47$) e ácido húmico ($p= 0,94$, $p= 0,54$).

Tabela 16 - Efeito da profundidade sobre a proporção das frações do carbono orgânico em relação ao carbono orgânico total do solo, considerando diferentes tipos de pastagem.

Profundidade	Proporção de C orgânico particulado	Proporção de C orgânico associado a minerais	Proporção de humina	Proporção de ácido fúlvico	Proporção de ácido húmico
0-10 cm	7,62a	92,38b	59,92ab	19,89ns	23,73ns
10-20 cm	6,17ab	93,83ab	44,61b	22,59ns	28,53ns
20-40 cm	5,08b	94,92a	48,90ab	26,04ns	29,78ns
40-60 cm	4,79b	95,21a	50,34ab	30,67ns	30,35ns
60-100 cm	5,97ab	94,03ab	58,22a	37,21ns	29,75ns

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

As proporções das frações do carbono orgânico variaram conforme a profundidade, conforme observado na Tabela 16. Para o carbono orgânico particulado, maiores percentuais foram observados nas camadas de 0-10 cm, 10-20 cm e 60-100 cm, com ausência de diferença estatística. Para essa fração, maiores diferenças foram observadas na camada de 0-10 cm em

comparação com as camadas de 20-40 cm e 40-60 cm, que apresentaram os menores percentuais. Efeito inverso às médias de 0-10 cm, 20-40 cm e 40-60 cm foi observado para o percentual de carbono orgânico associado a minerais em comparação ao carbono orgânico particulado, com maiores valores nas camadas de 20 a 60 cm, enquanto as camadas de 10-20 cm e 60-100 cm apresentaram médias intermediárias entre as maiores e menores médias, indicado pela ausência de diferença estatística. Quanto a humina, o maior percentual foi observado na camada 60-100 cm, o qual não diferiu estatisticamente das camadas de 0-10 cm, 20-40 cm e 40-60 cm. Já o menor percentual médio foi verificado na camada de 10-20 cm, que, no entanto, também não diferiu estatisticamente das camadas de 0-10 cm, 20-40 cm e 40-60 cm.

No que se refere aos estoques acumulados, não foram observados efeitos dos tipos de pastagem para os estoques acumulados de 0-40 cm de carbono extraído em água quente ($p=0,12$), carbono orgânico particulado ($p=0,55$) e carbono orgânico associado a minerais ($p=0,28$). Não foram observados efeitos significativos para os estoques acumulados de 40-100 cm para o carbono extraído em água quente ($p=0,16$), carbono orgânico particulado ($p=0,22$) e carbono orgânico associado a minerais ($p=0,87$). Por fim, também não foram observados efeitos significativos para os estoques de 0-100 cm para o carbono extraído em água quente ($p=0,12$), carbono orgânico particulado ($p=0,31$) e carbono orgânico associado a minerais ($p=0,39$) (Tabela 17).

Tabela 17 - Estoques acumulativos das frações do carbono orgânico para diferentes tipos de pastagem em Garanhuns-PE.

Distância	Estoque de C extraído em água quente (Mg ha ⁻¹)			Estoque de C orgânico particulado (Mg ha ⁻¹)			Estoque de C orgânico associado a minerais (Mg ha ⁻¹)		
	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm
Sistema silvipastoril	5,05	4,52	9,57	4,18	2,09	6,27	67,10	50,38	117,48
Monocultivo de braquiária sem adubação	5,07	4,87	9,93	4,18	2,70	6,87	59,28	46,59	105,87
Monocultivo de braquiária com adubação	6,32	6,09	12,42	3,94	2,54	6,47	63,60	47,20	110,81
Monocultivo de sabiá	6,06	4,28	10,34	5,28	3,38	8,66	73,29	51,63	124,92
Erro padrão da média	0,92	1,07	1,69	1,26	0,94	1,89	8,80	9,42	14,29

Médias com ausência de diferença estatística de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$).

Considerando apenas o sistema silvipastoril, a profundidade apresentou efeito significativo ($p < 0,1$) para o carbono extraído em água quente, o COP, o COAM, a humina e a relação C:N, com ausência de diferença para o ácido fúlvico ($p= 0,44$) e húmico ($p= 0,13$) (Tabela 18). As distâncias em relação a fileira dupla tiveram efeito ($p < 0,1$) para o carbono extraído em água quente e a relação AH:AF, com ausência de efeito para o COP ($p= 0,51$), o COAM ($p= 0,77$), a humina ($p= 0,65$), o ácido fúlvico ($p= 0,41$) e o ácido húmico ($p= 0,71$) (Tabela 19). Nenhum efeito foi observado para a interação entre as distâncias das árvores e a profundidade para o carbono extraído em água quente ($p= 0,77$), COP ($p= 0,95$), COAM ($p= 0,86$), humina ($p= 0,45$), ácido fúlvico ($p= 0,77$), ácido húmico ($p= 0,76$) e relação AH:AF ($p= 0,21$) (Tabela 20).

Tabela 18 - Efeito da profundidade sobre as frações do carbono orgânico em diferentes distâncias da fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril.

Profundidade	Fracionamento físico da MOS			Fracionamento químico da MOS			
	C extraído em água quente	C orgânico particulado	C orgânico associado a minerais ($g kg^{-1}$)	Humina	Ácido Fúlvico	Ácido húmico	AH:AF
0-10 cm	1,03a	1,26a	16,23a	11,11a	3,03ns	3,74ns	1,40a
10-20 cm	0,89a	0,82b	12,00b	6,18a	2,98ns	4,16ns	1,68a
20-40 cm	0,86a	0,44c	10,08b	5,17a	3,21ns	3,16ns	1,29a
40-60 cm	0,68b	0,34c	7,40c	5,09ab	2,21ns	2,68ns	1,01a
60-100 cm	0,63b	0,30c	6,32d	3,41b	2,45	2,23	1,06a

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Tabela 19 - Efeito de diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril para o carbono extraído em água quente e relação AH:AF.

Distância	Carbono extraído em água quente ($g kg^{-1}$)	AH:AF
0 m	0,93a	1,11b
3 m	0,93a	1,02b
6 m	0,77ab	1,22ab
12,5 m	0,65b	1,80a
Erro padrão da média	0,07	0,16

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Tabela 20 - Frações do carbono orgânico para diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril.

Distância	Fracionamento físico da MOS			Fracionamento químico da MOS			AH:AF
	C extraído em água quente (g kg ⁻¹)	C orgânico particulado (g kg ⁻¹)	C orgânico associado a minerais (g kg ⁻¹)	Humina (g kg ⁻¹)	Ácido Fúlvico (g kg ⁻¹)	Ácido húmico (g kg ⁻¹)	
0-10 cm							
0 m	1,12	1,16	18,14	9,10	3,09	2,63	0,85
3 m	1,12	1,21	15,65	9,19	4,26	5,19	1,26
6 m	1,01	1,34	16,57	10,07	2,67	3,63	1,42
12,5 m	0,87	1,35	14,57	16,08	2,09	3,53	2,06
Erro padrão da média	0,06	0,06	1,24	2,51	0,57	0,67	0,18
10-20 cm							
0 m	1,05	0,61	13,14	7,09	3,19	4,23	1,33
3 m	1,09	0,79	11,72	5,53	4,79	5,05	1,06
6 m	0,69	0,98	11,13	5,90	2,59	4,59	1,84
12,5 m	0,76	0,87	12,02	6,18	1,34	2,76	2,47
Erro padrão da média	0,06	0,06	0,63	0,63	0,57	0,67	0,18
20-40 cm							
0 m	0,98	0,42	10,29	6,17	3,87	3,41	0,89
3 m	0,94	0,38	9,74	4,07	3,76	2,41	0,86
6 m	0,90	0,51	9,81	4,81	3,67	3,55	0,94
12,5 m	0,61	0,44	10,50	5,63	1,56	3,26	2,46
Erro padrão da média	0,06	0,06	0,39	0,39	0,57	0,67	0,18
40-60 cm							
0 m	0,76	0,24	7,59	3,25	3,41	3,87	1,07
3 m	0,76	0,29	7,48	4,06	1,06	2,47	0,87
6 m	0,69	0,42	8,82	7,37	3,16	3,22	0,94
12,5 m	0,51	0,40	7,85	5,68	1,23	1,17	1,14
Erro padrão da média	0,06	0,06	0,64	0,92	0,57	0,67	0,22
60-100 cm							
0 m	0,76	0,24	6,11	3,03	3,32	3,32	1,39
3 m	0,72	0,26	6,02	3,88	2,20	1,56	1,03
6 m	0,54	0,38	7,19	3,32	3,07	3,07	0,94
12,5 m	0,51	0,34	5,97	3,41	1,19	0,98	0,86
Erro padrão da média	0,06	0,06	0,54	0,16	0,57	0,67	0,18

Médias com ausência de diferença estatística de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$).

Segundo a Tabela 18, no sistema silvipastoril, o carbono orgânico extraído em água quente apresentou maiores médias nas camadas de 0 a 40 cm, sem diferenças estatísticas entre si, as quais diferiram das camadas de 40 a 100 cm. Quanto ao carbono orgânico particulado, obteve-se a maior concentração na camada de 0-10 cm, a qual diferiu estatisticamente das demais médias. As camadas de 20 a 100 cm apresentaram maior homogeneidade, conforme indicado pela ausência de diferenças significativas entre si. Para o carbono orgânico associado a minerais, as maiores médias também foram observadas na camada de 0-10 cm em comparação com as demais profundidades, com uma redução gradual ao longo do perfil. As camadas de 10-20 cm e 20-40 cm apresentaram similaridade estatística. Em relação à humina, não houve diferença estatística entre as camadas de 0 a 60 cm, que se diferenciaram apenas da camada de 60-100 cm, exceto a camada de 40-60 cm, que não apresentou diferença em relação a nenhuma das profundidades avaliadas.

De acordo com a Tabela 19, o carbono extraído em água quente não diferiu entre as distâncias de 0, 3 e 6 m, apresentando diferença significativa na distância de 0 e 3 m em relação a 12,5 m. A relação AH:AF não apresentou diferença estatística entre 0, 3 e 6 m, diferindo apenas quando comparadas as distâncias de 0 e 3 m com 12,5 m.

No que se refere às distâncias em relação à fila dupla de árvores, o efeito da profundidade ($p < 0,1$) foi observado para a proporção de carbono orgânico particulado e associado a minerais e para o ácido fúlvico e húmico, com ausência de efeito sob a humina ($p=0,39$) (Tabela 21). O efeito da distância não foi observado nas proporções de carbono orgânico particulado ($p=0,40$), de carbono orgânico associado a minerais ($p=0,40$), de humina ($p=0,74$), de ácido fúlvico ($p=0,48$) e de ácido húmico ($p=0,50$). A interação da distância com a profundidade não promoveu efeito significativo nas proporções de carbono orgânico particulado ($p=0,97$), de carbono orgânico associado a minerais ($p=0,97$), de humina ($p=0,44$), de ácido fúlvico ($p=0,29$) e de ácido húmico ($p=0,54$).

Tabela 21 - Efeito da profundidade sobre a proporção das frações do carbono orgânico em relação ao carbono orgânico total do solo, considerando diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas em um sistema silvipastoril.

Profundidade	Proporção de C orgânico particulado	Proporção de C orgânico associado a minerais	Proporção de humina (%)	Proporção de ácido fúlvico	Proporção de ácido húmico
0-10 cm	7,85a	92,15c	59,07ns	17,88b	22,31b
10-20 cm	6,87ab	93,13bc	46,70ns	23,02ab	34,47a
20-40 cm	4,22c	95,78a	48,83ns	30,60a	29,84a
40-60 cm	4,04c	95,96a	63,67ns	26,01ab	31,08a
60-100 cm	4,71bc	95,29ab	52,17ns	37,55ab	33,17a

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

Ao longo da profundidade, segundo a Tabela 21, a proporção de COP foi estatisticamente maior na camada de 0-10 cm quando comparada às camadas de 20-40 e 40-60 cm. Quanto à proporção de COAM, as camadas de 20-40 e 40-60 cm apresentaram os maiores percentuais quando comparadas estatisticamente à camada de 0-10 cm, enquanto as demais camadas apresentaram valores intermediários, indicados pela semelhança estatística com outras profundidades. A proporção de ácido fúlvico diferiu significativamente entre as camadas de 0-10 cm e 20-40 cm, enquanto as demais camadas apresentaram semelhança estatística entre si. Quanto à proporção de ácido húmico, as camadas de 10-100 cm foram estatisticamente semelhantes entre si, diferenciando-se apenas da camada de 0-10 cm.

Para os estoques acumulados das frações do carbono orgânico, considerando apenas o sistema silvipastoril, nenhum efeito foi observado para os estoques de 0-40 cm do carbono extraído em água quente ($p= 0,19$), do carbono orgânico particulado ($p= 0,64$) e do carbono orgânico associado a minerais ($p= 0,64$). Para os estoques de 40-100 cm, observou-se efeito significativo das distâncias em relação à fila dupla de leguminosas sobre o carbono orgânico particulado ($p < 0,1$), enquanto não houve efeito para o carbono extraído em água quente ($p= 0,29$) e para o carbono orgânico associado a minerais ($p= 0,41$). Considerando os estoques acumulados de 0-100 cm, o estoque de carbono extraído em água quente foi influenciado pelas distâncias em relação às árvores ($p < 0,1$), com ausência de efeito para os estoques do carbono orgânico particulado ($p= 0,20$) e do carbono orgânico associado a minerais ($p= 0,49$). Os estoques acumulados 0-40 cm, 40-100 cm e 0-100 cm estão apresentados na Tabela 22.

Tabela 22 - Estoques acumulativos das frações do carbono orgânico para diferentes distâncias em relação a fila dupla de leguminosas no sistema silvipastoril.

Distância	Estoque de C extraído em água quente (Mg ha ⁻¹)			Estoque de C orgânico particulado (Mg ha ⁻¹)			Estoque de C orgânico associado a minerais (Mg ha ⁻¹)		
	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm	0-40 cm	40-100 cm	0-100 cm
0 m	5,69ns	5,25ns	10,95a	3,55ns	1,35c	4,89ns	12,02ns	46,76ns	118,06ns
3 m	5,69ns	5,05ns	10,74ab	3,96ns	1,83ab	5,79ns	6,17ns	47,64ns	113,09ns
6 m	4,80ns	4,33ns	9,14ab	4,74ns	2,73a	7,47ns	6,18ns	57,09ns	122,56ns
12,5 m	3,99ns	3,46ns	7,45b	4,49ns	2,45bc	6,94ns	6,88ns	50,04ns	116,22ns
Erro padrão da média	0,96	1,12	1,42	1,20	0,35	1,38	6,35	7,60	7,27

Médias com a mesma letra não diferem estatisticamente de acordo com o teste de Tukey ($p > 0,1$). ns: não significativo.

De acordo com a Tabela 22, os estoques acumulados de carbono extraído em água quente, na camada de 0-100 cm, apresentaram diferença estatística entre as distâncias de 0 m e 12,5 m, enquanto as distâncias de 3 m e 6 m não diferiram significativamente das demais. Nos estoques acumulados de 40 a 100 cm de COP, a distância de 6 m diferiu significativamente das distâncias de 0 m e 12,5 m, enquanto a distância de 3 m não apresentou diferença estatística em relação a 6 m e 12,5 m, diferindo apenas da distância de 0 m.

Para o efeito da profundidade nas concentrações de carbono extraído em água quente, observou-se uma redução gradual conforme a profundidade aumentava, tanto nas distâncias em relação à fila dupla de leguminosas, como nos tipos de pastagem. Comportamento semelhante para essa fração também foi identificado por Bongiorno et al. (2019), ao avaliarem diferentes frações lábeis do carbono, nas quais as camadas mais profundas apresentaram, para a maior parte das frações lábeis avaliadas, a menor concentração quando comparadas com as camadas superiores. Essa tendência de redução do C lábil em profundidade foi igualmente corroborada por Sousa et al. (2024). Esse aumento da concentração do C lábil nas camadas superficiais pode ser justificado pelo maior aporte de serrapilheira vegetal de alta qualidade, que se decompõe rapidamente (COTRUFO et al., 2013), liberando compostos solúveis que podem ser processados por microrganismos ou associados diretamente a minerais (HADDIX; PAUL; COTRUFO, 2016).

Ainda, a baixa concentração de Caq nas camadas mais profundas do perfil pode estar relacionada à redução da lixiviação do carbono ao longo do horizonte (LIANG; SCHIMEL; JASTROW, 2017). Essa fração lábil da matéria orgânica (GHANI; DEXTER; PERrott, 2003) pode ser transportada ao longo do perfil com o aumento nos teores de água (BAILEY et al., 2017). Dessa forma, o período de coleta, com baixa precipitação na região (IPA, 2024), pode ter colaborado para as baixas concentrações do C lábil nessa profundidade.

Em relação ao efeito promovido pelos tipos de pastagem, a adubação da braquiária tem influenciado positivamente as concentrações de Caq. Resultados positivos para o Caq, em resposta à aplicação anual de fósforo, também foram identificados por Ghani, Dexter e Perrott (2003) em solos pastoris. Embora os autores tenham encontrado efeitos negativos na adubação com nitrogênio, no estudo em questão, a adubação conjunta de P e N contribuiu significativamente para o aumento dessa fração do C lábil na pastagem com braquiária adubada. Resultados semelhantes foram observados por Santos et al. (2022) em pastagens com *U. decumbens* Stapf (cv. Basilisk) e *U. brizantha* Stapf (cv. Marandu), onde a adubação anual com NPK, juntamente ao pastejo adequado, favoreceu a renovação da pastagem e o maior aporte de resíduos lábeis.

Contudo, é importante destacar que, apesar da concentração de Caq no monocultivo de braquiária com adubação, não houve diferenças significativas para os estoques acumulativos em relação aos outros tipos de pastagem, principalmente quando considerados os estoques totais de 0-100 cm. Nesse caso, os estoques da braquiária com adubação não se diferenciaram do monocultivo sem adubação, do monocultivo de sabiá e do sistema silvipastoril. Considerando esse contexto, no sistema silvipastoril, o consórcio de braquiária com sabiá mostrou-se favorável ao fornecimento de carbono lábil, compensando a adubação utilizada no monocultivo, com efeito positivo mais evidente entre às fileiras duplas de leguminosas, e redução dos estoques acumulados (0-100 cm) com o aumento da distância.

A influência do sabiá para o Caq pode ser justificada pela quantidade de serrapilheira produzida. De acordo com Ferreira et al. (2007), o sabiá contribui anualmente com a deposição de aproximadamente 7.830 kg ha^{-1} , sendo 70% desse total constituído por folhas, podendo influenciar na liberação de compostos lábeis, conforme discutido anteriormente. A contribuição da serrapilheira para o C lábil refletiu-se em maiores estoques na camada de 0-40 cm no monocultivo da leguminosa, com redução entre 40-100 cm, possivelmente devido à menor influência da serrapilheira em profundidade.

Ao analisar as substâncias húmicas da matéria orgânica, as maiores concentrações de carbono foram associadas à fração humina, sobretudo quando considerada a proporção dessa fração em relação ao carbono total do solo, que variou entre 44% e 59% nos tipos de pastagem e entre 46% e 63% nas distâncias do sistema silvipastoril. Esses resultados estão de acordo com a literatura, que indica a humina como responsável por representar cerca de 50% do carbono orgânico do solo, sendo uma via importante de sequestro de carbono atmosférico (HAYES; MYLOTTE; SWIFT, 2017). Altas concentrações de carbono nessa fração também foram observadas por Freitas et al. (2020) em pastagens e sistemas agrossilvipastoris e por Almeida et al. (2021) em sistemas silvipastoris, o que ressalta a importância de sistemas silvipastoris para a humificação da MOS e, consequentemente, para o sequestro de carbono.

Continuamente, a maior concentração da humina na camada de 0-10 cm pode estar relacionada às suas características. Além de apresentar componentes com diferentes graus de resistência à degradação (HAYES; MYLOTTE; SWIFT, 2017), a humina é predominantemente formada por grupos funcionais hidrofóbicos, como estruturas alifáticas e aromáticas condensadas (GAMAGE et al., 2024). Essa natureza hidrofóbica da humina (HAYES; MYLOTTE; SWIFT, 2017) pode justificar seu acúmulo nas camadas superficiais e a menor concentração em profundidade, uma vez que a água atuaria como meio de transporte ao longo do perfil. Além disso, a maior concentração de C na fração humina nas camadas superficiais

pode estar relacionada a uma maior taxa da decomposição da MOS (GUIMARÃES et al., 2013).

A profundidade também teve efeito para o AH, uma parcela estável do carbono (BHATT; SINGH, 2022). Essa macromolécula é formada pela decomposição de resíduos vegetais, animais e microbianos, podendo ser relacionada à regulação das comunidades microbianas (REN et al., 2022), com efeito relevante para a saúde do solo (BHATT; SINGH, 2022). Além disso, o AH é uma fração com alta reatividade, assim como a fração AF (HAYES; MYLOTTE; SWIFT, 2017), sendo ambas as substâncias importantes na influência da fertilidade do solo (CUI; LI; WANG, 2017), o que é favorável a sistemas agrícolas.

Ao considerar o AF, grande parte dos compostos associados está relacionada ao C lável, o que os torna sensíveis às alterações ambientais e confere uma alta rotatividade (FRACETTO et al., 2024). No estudo em questão, quando comparado ao Caq (uma fração também lável), o AF demonstrou ser menos sensível ao manejo e a profundidade. O Caq é uma fração composta por carboidratos solúveis, incluindo polissacarídeos microbianos extracelulares (GHANI; DEXTER; PERrott, 2003), e o AF contém estruturas como anéis aromáticos, éteres aromáticos-alifáticos, grupos carboxílicos, açúcares e aminoácidos (ZHAO et al., 2017). Logo, diferentes metodologias são responsáveis por extrair frações diferentes do C total (BONGIORNO et al., 2019), o que deve ser considerado na avaliação do COS e da resposta ao manejo, principalmente em sistemas com pouco tempo de implantação.

Por sua vez, a relação AH:AF apresentou valores superiores a 1 nos tipos de pastagem, sobretudo nas camadas de 0 a 40 cm, indicando maior estabilidade da matéria orgânica, considerando que valores acima de 1 refletem a predominância da fração de carbono mais recalcitrante (SANTOS et al., 2019b). Essa estabilidade é mantida ao longo do perfil, com a camada de 40-60 cm apresentando valores próximos a essa faixa, enquanto na camada de 60-100 cm o valor se aproxima de 1, sugerindo que uma maior humificação da matéria orgânica ocorre nas camadas superficiais e reduz ao longo da profundidade.

No sistema silvipastoril, as distâncias em relação à fila dupla de leguminosas apresentaram valores sempre superiores a 1 ao longo da profundidade, indicando a contribuição desses sistemas para os processos de humificação da MOS. Observou-se ainda que a relação foi influenciada pela distância, com maior média no ponto mais afastado das leguminosas (12,5 m), onde a menor entrada de carbono lável (Caq) pode ter contribuído para a elevação da relação AH:AF.

Para o fracionamento físico da MOS, uma maior concentração e estoque (0-100 cm) de carbono foram associados à fração COAM, em comparação ao COP, contribuindo com 90% do

carbono orgânico total do solo. Observou-se também uma redução gradual da concentração ao longo da profundidade, tanto nos tipos de pastagem quanto nas distâncias adotadas no sistema silvipastoril. Conforme discutido anteriormente, as espécies cultivadas nos sistemas de pastagem avaliados apresentam um amplo sistema radicular e são eficientes na liberação de rizodepósitos. Essas plantas, por transportarem maior quantidade de carbono via raízes, são mais eficientes na formação do COAM (BAI; COTRUFO, 2022). Isso ocorre porque microrganismos utilizam componentes vegetais mais lábeis com maior eficiência, e seus produtos são acumulados e estabilizados pela matriz do solo (COTRUFO, 2013). Assim, a presença de argila e silte foi um fator importante para a associação do carbono orgânico no tipo de solo amostrado, corroborando com Cotufro et al. (2022).

Em relação ao efeito da profundidade sobre o COP, houve um acúmulo na camada superficial de 0-10 cm. Resultados semelhantes foram encontrados por Lustosa Filho et al. (2024) ao avaliarem diferentes sistemas de pastagem no nordeste da Amazônia, os quais identificaram maiores acúmulos da matéria orgânica particulada na camada superficial de 0 a 5 cm. Características do carbono particulado, como resíduos de plantas parcialmente decompostos (LAVALLEE; SOONG; COTRUFO, 2020), favorecem sua concentração em camadas superficiais, conforme observado por Srinivasan, Maheswarappa e Lal (2012), que associaram o acúmulo de COP aos resíduos culturais e à aplicação de esterco, enquanto o COP em profundidade deriva principalmente da decomposição e dos produtos radiculares, condição que pode ser associada aos resultados encontrados.

Em sequência, ao contrário do COAM, a concentração de COP apresentou diferença para os estoques acumulados de 40-100 cm nas diferentes distâncias no sistema silvipastoril. O ponto localizado entre as fileiras duplas de leguminosas apresentou a menor média. Assim, mesmo que ocorra maior deposição de serrapilheira entre as fileiras duplas de leguminosas (PESSOA et al., 2024), essa deposição parece influenciar mais os estoques acumulados de COP nas camadas de 0-40 cm e exercer menor efeito sobre os estoques de 40-100 cm. Dessa forma, os maiores estoques observados nas distâncias de 3 m, 6 m e 12,5 m podem estar relacionados à influência do sistema radicular da braquiária, uma vez que, conforme apontado anteriormente, o COP em profundidade é proveniente, principalmente, da decomposição e dos produtos radiculares.

5 CONCLUSÕES

Nas condições avaliadas, sistemas silvipastoris com leguminosas arbóreas, em curto prazo, não apresentaram diferenças significativas quando comparados aos monocultivos de gramínea e de sabiá para o carbono da biomassa microbiana, a respiração basal do solo e o quociente metabólico, microbiano e de mineralização, além dos estoques de carbono e suas frações.

Contudo, os resultados confirmam a hipótese de que sistemas silvipastoris com leguminosas elevam os estoques de N do solo em relação aos monocultivos, evidenciado por diferenças significativas nos estoques acumulados de 0-40 cm, compensando os efeitos da fertilização nitrogenada. Além disso, esses sistemas contribuem, em parte, para aumentar a estabilidade do carbono associado a minerais e à fração humina, como indicado pela elevada proporção dessas frações em relação ao carbono orgânico total do solo.

Ainda, a avaliação dos estoques de C e N até um metro de profundidade mostrou-se importante, uma vez que foram observados acréscimos nos estoques de C e N, principalmente no sistema silvipastoril e no monocultivo de sabiá, em relação ao monocultivo de braquiária sem adubação, os quais não seriam evidenciados caso fossem considerados apenas os primeiros 40 cm do solo.

Ademais, o planejamento dos sistemas silvipastoris influencia o fornecimento de serviços ecossistêmicos, pois foram identificadas alterações nos estoques de carbono orgânico particulado e de carbono extraído em água quente. Nesse sentido, deve-se considerar o efeito das distâncias dentro do sistema caso se pretenda aumentar os estoques dessas frações.

Por fim, considerando a necessidade de implementação de sistemas capazes de reduzir as concentrações de CO₂ e promoverem a saúde do solo, sistemas silvipastoris apresentam potencial de sequestro de carbono no solo em profundidade, evidenciado pelos estoques de C acumulado 0-100 cm, assim como pela estabilidade do carbono presente na matéria orgânica.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APAC - Agência Pernambucana de Águas e Clima. **Atlas climatológico do Estado de Pernambuco: normais climatológicas 1991-2020**. Recife-PE: Agência Pernambucana de Águas e Clima. Gerência de Meteorologia e Mudanças Climáticas, 2023. 148 p.

ALMEIDA, B. G.; VIANA, J. H. M.; TEIXEIRA, W. G.; DONAGEMMA, G. K. Densidade do Solo. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília-DF: Embrapa, 2017. cap. 7, p. 65-75.

ALMEIDA, L. L. S.; FRAZÃO, L. A.; LESSA, T. A. M.; FERNANDES, L. A.; VELOSO, A. L. C.; LANA, A. M. Q.; SOUA, I. A.; PEGORARO, R. F.; FERREIRA, A. E. Soil carbon and nitrogen stocks and the quality of soil organic matter under silvopastoral systems in the Brazilian Cerrado. **Soil and Tillage Research**, v. 205, p. 104785, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104785>

ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I.; HENAO, A.; LANA, M. A. Agroecology and the design of climate change-resilient farming systems. **Agronomy for sustainable development**, v. 35, n. 3, p. 869-890, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13593-015-0285-2>

ALVES, T. S.; CAMPOS, L. L.; NETO, N. E.; MATSUOKA, M.; LOUREIRO, M. F. Biomassa e atividade microbiana de solo sob vegetação nativa e diferentes sistemas de manejos. **Acta Scientiarum Agronomy**, v. 33, p. 341-347, 2011. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v33i2.4841>

AMORIM, H. C. S.; ASHWORTH, A. J.; O'BRIEN, P. L.; THOMAR, A. L.; RUNKLE, B. R. K.; PHILIPP, D. Temperate silvopastures provide greater ecosystem services than conventional pasture systems. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, p. 18658, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-023-45960-0>

ANDERSON, T-H.; DOMSCH, K . H. Maintenance carbon requirements of actively-metabolizing microbial populations under in situ conditions. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 17, n. 2, p. 197-203, 1985. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(85\)90115-4](https://doi.org/10.1016/0038-0717(85)90115-4)

ANGST, G.; MUELLER, K. E.; CASTELLANO, M. J.; VOGEL, C.; WIESMEIER, M.; MUELLER, C. W. Unlocking complex soil systems as carbon sinks: multi-pool management as the key. **Nature Communications**, v. 14, n. 1, p. 2967, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-38700-5>

BAI, Y.; COTRUFO, M. F. Grassland soil carbon sequestration: Current understanding, challenges, and solutions. **Science**, v. 377, n. 6606, p. 603-608, 2022. DOI: 10.1126/science.abe2380

BAILEY, V. L.; SMITH, A. P.; TFAILY, M.; FANSLER, S. J.; BOND-LAMBERTY, B. Differences in soluble organic carbon chemistry in pore waters sampled from different pore size domains. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 107, p. 133-143, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.11.025>

BANEGAS, N.; SANTOS, D. A.; VIRUEL, E.; GASPARRI, N. I. Impact of pure pasture and silvopastoral systems on carbon and nitrogen in sodic soils of the dry chaco. **Agroforestry Systems**, v. 99, n. 6, p. 1-18, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-025-01245-1>

BATJES, N. H. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European journal of soil science**, v. 65, n. 1, p. 10-21, 2014. DOI: https://doi.org/10.1111/ejss.12114_2

BATISTA, P. H. D.; ALMEIDA, G. L. P.; PANDORFI, H.; LIMA, R. P. L.; MEDEIROS, V. W. C.; SILVA, J. L. B.; MELO, A. A. S.; COUTINHO, A. S. Assessment spatial soil physical properties under rotational cattle grazing in Northeastern Brazil. **Catena**, v. 240, p. 108002, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108002>

BECKER, A. E.; HOROWITZ, L. S.; RUARK, M. D.; JACKSON, R. D. Surface-soil carbon stocks greater under well-managed grazed pasture than row crops. **Soil Science Society of America Journal**, v. 86, n. 3, p. 758-768, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1002/saj2.20388>

BERHONGARAY, G.; COTRUFO, F. M.; JANSSENS, I. A.; CEULEMANS, R. Below-ground carbon inputs contribute more than above-ground inputs to soil carbon accrual in a bioenergy poplar plantation. **Plant and soil**, v. 434, p. 363-378, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3850-z>

BENITES, V. M.; MADARI, B.; MACHADO, P. L. O. A. **Extração e Fracionamento Quantitativo de Substâncias Húmicas do Solo: um Procedimento Simplificado de Baixo Custo**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2003. 7p. (Comunicado Técnico, 16).

BERNARDO, C.; WANG, L.; VASCA, F.; HONG, Y.; SHI, G.; ALTAFINI, C. Achieving consensus in multilateral international negotiations: The case study of the 2015 Paris Agreement on climate change. **Science Advances**, v. 7, n. 51, p. eabg8068, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abg8068>

BHATT, P; SINGH, V. K. Effect of humic acid on soil properties and crop production-A review. **Indian Journal of Agricultural Sciences**, v. 92, n. 12, p. 1423-1430, 2022. DOI: <https://doi.org/10.56093/ijas.v92i12.124948>

BISUTTI, I.; HILKE, I.; RAESSLER, M. Determination of total organic carbon-an overview of current methods. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 23, n. 10-11, p. 716-726, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.09.003>

BLAGODATSKAYA, E.; KUZYAKOV, Y. Active microorganisms in soil: Critical review of estimation criteria and approaches. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 67, p. 192-211, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.08.024>

BOLFE, É. L.; VICTORIA, D. C.; SANO, E. E.; BAYMA, G.; MASSRUHÁ, S. M. F. S.; OLIVEIRA, A. F. Potential for Agricultural Expansion in Degraded Pasture Lands in Brazil Based on Geospatial Databases. **Land**, v. 13, n. 2, p. 200, 2024. DOI: <https://doi.org/10.3390/land13020200>

BONGIORNO, G.; BÜNEMANN, E. K.; OGUEJIOFOR, C. U.; MEIER, J.; GORT, G.; COMANS, R.; MÄDER, P.; BRUSSARD, L.; GOEDE, R. Sensitivity of labile carbon fractions to tillage and organic matter management and their potential as comprehensive soil quality indicators across pedoclimatic conditions in Europe. **Ecological Indicators**, v. 99, p. 38-50, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.008>

BRETAS, I. L.; DUBEUX JR.; J. C. B.; QUEIROZ, L. M. D.; KELLY, C.; FLYNN, S.; INGRAM, S.; RUIZ-MORENO, M.; LIRA JUNIOR, M. A.; BIZZUTI, B. E.; OUDOR, K. T.; SIMILI, F. F.; ACUÑA, J. P.; TRUMPP, K. R.; MENDES, C. T. E.; BERNARDINI, M. A. Weed encroachment affects soil organic carbon stock in bermudagrass pastures. **Soil Science Society of America Journal**, v. 89, n. 3, p. e70066, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1002/saj2.70066>

BREWER, K. M.; GAUDIN, A. C. M. Potential of crop-livestock integration to enhance carbon sequestration and agroecosystem functioning in semi-arid croplands. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 149, p. 107936, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107936>

BREWER, K. M.; MUÑOZ-ARAYA, M.; MARTINEX, I.; MARSHALL, K. N.; GAUDIN, A. C. M. Long-term integrated crop-livestock grazing stimulates soil ecosystem carbon flux, increasing subsoil carbon storage in California perennial agroecosystems. **Geoderma**, v. 438, p. 116598, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116598>

CARDOZO JUNIOR, F. M.; CARNEIRO, R. F. V.; ROCHA, S. M. B.; NUNES, L. A. P. L.; SANTOS, V. M.; FEITOZA, L. L.; ARAÚJO, A. S. F. The impact of pasture systems on soil microbial biomass and community-level physiological profiles. **Land Degradation & Development**, v. 29, n. 2, p. 284-291, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/ldr.2565>

CARVALHO, C. B. M.; MELLO, A. C. L.; CUNHA, M. V.; APOLINÁRIO, V. X. O.; SILVA, V. J.; COSTA, S. B. M.; CARVALHO, R. O.; SANTOS, M. V. F. Initial growth and survival of *Eucalyptus* spp. and *Mimosa caesalpiniifolia* Benth. in silvopastoral systems and their impact on herbage accumulation of *Urochloa decumbens* Stapf R. D. Webster. **Agroforest Syst**, v. 96, n. 7, p. 1053-1064, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-022-00763-6>

CHENG, W.; KUZYAKOV, Y. Root effects on soil organic matter decomposition. In: ZOBEL, R. W.; WRIGHT, S. F. **Roots and soil management: Interactions between roots and the soil**, v. 48, p. 119-143, 2005. DOI: <https://doi.org/10.2134/agronmonogr48.c7>

COÊLHO, D. L.; DUBEUX JR.; J. S. B.; SANTOS, M. V. F.; MELLO, A. C. L.; CUNHA, M. V. C.; FREITAS, E. V.; ALMEIDA, B. G.; APOLINÁRIO, V. X. O.; FERRAZ, A. P. F.; SIMILI, F. F. Can silvopasture with arboreal legumes increase root mass at deeper soil layers and improve soil aggregation?. **Soil Science Society of America Journal**, v. 88, n. 6, p. 2211-2226, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/saj2.20756>

COTRUFO, M. F.; WALLENSTEIN, M. D.; BOOT, C. M.; DENEFL, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?. **Global change biology**, v. 19, n. 4, p. 988-995, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>

COTRUFO, M. F.; HADDIX, M. L.; KROEGER, M. E.; STEWART, C. E. The role of plant input physical-chemical properties, and microbial and soil chemical diversity on the formation of particulate and mineral-associated organic matter. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 168, p. 108648, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2022.108648>

CUBILLOS, A. M.; VALLEJO, V. E.; ARBELI, Z.; TERÁN, W.; DICK, R. P.; MOLINA, C. H.; MOLINA, E.; ROLDAN, F. Effect of the conversion of conventional pasture to intensive silvopastoral systems on edaphic bacterial and ammonia oxidizer communities in Colombia. **European Journal of Soil Biology**, v. 72, p. 42-50, 2016. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.12.003>

CUI, T.; LI, Z.; WANG, S. Effects of in-situ straw decomposition on composition of humus and structure of humic acid at different soil depths. **Journal of Soils and Sediments**, v. 17, p. 2391-2399, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1704-6>

GUI, Y.; WANG, X.; ZHANG, X.; JU, W.; DUAN, C.; GUO, X.; WANG, Y.; FANG, L. Soil moisture mediates microbial carbon and phosphorus metabolism during vegetation succession in a semiarid region. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 147, p. 107814, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107814>

CUSTÓDIO, V.; GONIN, M.; STABL, G.; BAKHOUM, N.; OLIVEIRA, M. M.; GUTJAHR, C.; CASTRILLO, G. Sculpting the soil microbiota. **The Plant Journal**, v. 109, n. 3, p. 508-522, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/tpj.15568>

DAVIDSON, E. A.; JANSSENS, I. A. Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. **Nature**, v. 440, n. 7081, p. 165-173, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature04514>

DING, W.; SUN, L.; FANG, Y.; ZVOMUYA, F.; LIU, X.; HE, H. Depth-driven responses of soil organic carbon fractions to orchard cover crops across China: A meta-analysis. **Soil and Tillage Research**, v. 246, p. 106348, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106348>

DITTMAN, G.; DING, S.; HOPMANS, E. C.; SCHRÖTER, S. A.; ORME, A. M.; KOTHE, E.; LANGE, M.; GLEIXNER, G. Bioavailable carbon additions to soil promote free-living nitrogen fixation and microbial biomass growth with N-free lipids. **Soil Biology and Biochemistry**, p. 109748, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2025.109748>

DON, A.; SEIDEL, F.; LEIFELD, J.; KATTERER, T.; MARTIN, M.; PELLERIN, S.; DAVID, E.; SEITZ, D.; CHENU, C. Carbon sequestration in soils and climate change mitigation—Definitions and pitfalls. **Global Change Biology**, v. 30, n. 1, p. e16983, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16983>

DONG, W.; SONG, A.; YIN, H.; LIU, X.; LI, J.; FAN, F. Decomposition of microbial necromass is divergent at the individual taxonomic level in soil. **Frontiers in microbiology**, v. 12, p. 679793, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2021.679793>

DOU, S.; SHAN, J.; SONG, X.; CAO, R.; WU, M.; LI, C.; GUAN, S. Are humic substances soil microbial residues or unique synthesized compounds? A perspective on their distinctiveness. **Pedosphere**, v. 30, n. 2, p. 159-167, 2020. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(20\)60001-7](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(20)60001-7)

- DOUGLAS, G.; MACKAY, A.; VIBART, R.; DODD, M.; MCLVOR, I.; MCKENZIE, C. Soil carbon stocks under grazed pasture and pasture-tree systems. **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136910, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136910>
- DUBEUX, J. C. B.; MUIR, J. P.; APOLINÁRIO, V. X. O.; NAIR, P. K. R.; LIRA, M. A.; SOLLENGBERGER, L. E. Tree legumes: an underexploited resource in warm-climate silvopastures. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 46, n. 8, p. 689-703, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1806-92902017000800010>
- DUBEUX JR.; J. C. B.; LIRA JUNIOR, M. A.; SIMILI, F. F.; BRETA, I. L.; TRUMPP, K. R.; BIZZUTI, B. E.; GARCIA, L.; ODUOR, K. T.; QUEIROZ, L. M. D.; ACUÑA, J. P.; MENDES, C. T. E. Deep soil organic carbon: A review. **Cabi Reviews**, v. 19, n. 1, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1079/cabireviews.2024.0024>
- FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **Land use statistics and indicators 2000-2021. Global, regional and country trends**. Rome: FAO, n. 71, p. 1-14, 2023. DOI: <https://doi.org/10.4060/cc6907en>
- FAWZY, S.; OSMAN, A. I.; DORAN, J.; ROONEY, D. W. Strategies for mitigation of climate change: a review. **Environmental Chemistry Letters**, v. 18, p. 2069-2094, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10311-020-01059-w>
- FERCHAUD, F.; CHLEBOWSKI, F.; MARY, B. **SimpleESM: R script to calculate soil organic carbon and nitrogen stocks at Equivalent Soil Mass**. 2023. 10 f. Tese de Doutorado - Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'Alimentation et l'Environnement (INRAE), 2023. <https://hal.science/hal-04013158>
- FERREIRA, R. L. C.; LIRA JUNIOR, M. A.; ROCHA, M. S.; SANTOS, M. V. F.; LIRA, M. A.; BARRETO, L. P. Deposição e acúmulo de matéria seca e nutrientes em serapilheira em um bosque de sabiá (*Mimosa caesalpiniifolia* Benth.). **Revista Árvore**, v. 31, p. 7-12, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000100002>
- FIERER, N.; WOOD, S. A.; MESQUITA, C. P. B. How microbes can, and cannot, be used to assess soil health. **Soil biology and biochemistry**, v. 153, p. 108111, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.108111>
- FILEP, T.; ZACHÁRY, D.; JAKAB, G.; SZALAI, Z. Chemical composition of labile carbon fractions in Hungarian forest soils: Insight into biogeochemical coupling between DOM and POM. **Geoderma**, v. 419, p. 115867, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115867>
- FONTANA, A.; BIANCHI, S. R. Carbono e Nitrogênio total - Analisador elementar. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de Métodos de Análise de Solo**. 3. ed. Brasília-DF: Embrapa, 2017. cap. 4, p. 393-396.

FORSTER, P.; STORELVMO, T. The Earth's energy budget, climate feedbacks, and climate sensitivity. In: MASSON-DELMOTTE, V. et al. **IPCC, 2021: Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change**. Cambridge: Cambridge University Press, 2021. p. 923-1054. DOI: <https://doi.org/10.1017/9781009157896.009>

FRACETTO, F. J. C.; FERREIRA, A. O.; SILVA, W. R.; SILVA, C. C. G.; SILVA, G. M.; CAMARGO, P. B.; SANTANA, M. B.; ARAÚJO, V. L. V. P.; FRACETTO, G. G. M. Carbon pools and microbial indicators in vineyard soils under organic and conventional fertilization in the São Francisco Valley, in a semi-arid tropical climate. **Journal of Environmental Management**, v. 370, p. 122993, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2024.122993>

FREITAS, I. C.; RIBEIRO, J. M.; ARAÚJO, N. C. A.; SANTOS, M. V.; SAMPAIO, R. A.; FERNANDES, L. A.; AZEVEDO, A. M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; FRAZÃO, L. A. Agrosilvopastoral systems and well-managed pastures increase soil carbon stocks in the Brazilian Cerrado. **Rangeland Ecology & Management**, v. 73, n. 6, p. 776-785, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2020.08.001>

GALDOS, M. V.; BROWN, E.; ROSOLEM, C. A.; PIRES, L. F.; HALLETT, P. D.; MOONEY, S. J. Brachiaria species influence nitrate transport in soil by modifying soil structure with their root system. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 5072, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-020-61986-0>

GAMAGE, J. VORONEU, P.; GILLESPIE, A. W.; LONGSTAFFE, J. Chemical composition of soil humin in an organic soil profile. **Applied Geochemistry**, v. 165, p. 105954, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2024.105954>

GAO, D.; SHI, W.; WANG, H.; LIU, Z.; JIANG, Q.; LV, W.; WANG, S.; ZHANG, Y.-L.; ZHAO, C.; HAGEDORN, F. Contrasting global patterns of soil microbial quotients of carbon, nitrogen, and phosphorus in terrestrial ecosystems. **Catena**, v. 243, p. 108145, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2024.108145>

GEORGIOU, K.; JACKSON, R. B.; VINDUSKOVÁ, O.; ABRAMOFF, R. Z.; AHLSTROM, A.; FENG, W.; HARDEN, J. W.; PELLEGRINI, A. F. A.; POLLEY, H. W.; SOONG, J. L.; RILEY, W. J.; TORN, M. S. Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. **Nature Communications**, v. 13, n. 1, p. 3797, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31540-9>

GHANI, A.; DEXTER, M.; PERROTT, K. W. Hot-water extractable carbon in soils: a sensitive measurement for determining impacts of fertilisation, grazing and cultivation. **Soil biology and biochemistry**, v. 35, n. 9, p. 1231-1243, 2003. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00186-X](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00186-X)

GRAAFF, M.-A.; CLASSEN, A. T.; CASTRO, H. F.; SCHADT C. W. Labile soil carbon inputs mediate the soil microbial community composition and plant residue decomposition rates. **New Phytologist**, v. 188, n. 4, p. 1055-1064, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03427.x>

GROSS, C. D.; HARRISON, R. B. The case for digging deeper: soil organic carbon storage, dynamics, and controls in our changing world. **Soil Systems**, v. 3, n. 2, p. 28, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/soilsystems3020028>

GUERRA, C. A.; BERDUGO, M.; ELDRIDGE, D. J.; EISENHAUER, N.; SINGH, B. K.; CUI, H.; ABADES, S.; ALFARO, F. D.; BAMIGBOYE, A. R.; BASTIDA, F.; BLANCO-PASTOR, J. L.; RÍONS, A.; DURÁN, J.; GREBENC, T.; ILLÁN, J. G.; LIU, Y.-R.; MAKHALANYANE, T. P.; MAMET, S.; MOLINA-MONTENEGRO, M. A.; MORENO, J. L.; MUKHERJEE, A.; NAHBERGER, T. U.; PEÑALOZA-BOJACÁ, G. F.; PLAZA, C.; PICÓ, S.; VERMA, J. P.; REY, A.; RODRÍGUES, A.; TEDERSOO, L.; TEIXIDO, A. L.; TORRES-DÍAZ, C.; TRIVEDI, P.; WANG, J.; WANG, L.; WANG, J.; ZAADY, E.; ZHOU, X.; ZHOU, X.-Q.; DELGADO-BAQUERIZO, M. Global hotspots for soil nature conservation. **Nature**, v. 610, n. 7933, p. 693-698, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41586-022-05292-x>

GUIMARÃES, D. V.; GONZAGA, M. I. S.; SILVA, T. O.; SILVA, T. L.; DIAS, N. S.; MATIAS, M. I. S. Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil and Tillage Research**, v. 126, p. 177-182, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.07.010>

GUNINA, A.; KUZYAKOV, Y. From energy to (soil organic) matter. **Global change biology**, v. 28, n. 7, p. 2169-2182, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.16071>

HADDIX, M. L.; PAUL, E. A.; COTRUFO, M. F. Dual, differential isotope labeling shows the preferential movement of labile plant constituents into mineral-bonded soil organic matter. **Global Change Biology**, v. 22, n. 6, p. 2301-2312, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.13237>

HADEN, A. C.; YANG, W. H.; DELUCIA, E. H. Soils' dirty little secret: Depth-based comparisons can be inadequate for quantifying changes in soil organic carbon and other mineral soil properties. **Global Change Biology**, v. 26, n. 7, p. 3759-3770, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.15124>

HAILE, S. G.; NAIR, P. K. R.; NAIR, V. D. Carbon storage of different soil-size fractions in Florida silvopastoral systems. **Journal of Environmental Quality**, v. 37, n. 5, p. 1789-1797, 2008. DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0509>

HAILE, S. G.; NAIR, V. D; NAIR, P. K. R. Contribution of trees to carbon storage in soils of silvopastoral systems in Florida, USA. **Global Change Biology**, v. 16, n. 1, p. 427-438, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01981.x>

HAYES, M. H. B.; MYLOTTE, R.; SWIFT, R. S. Humin: its composition and importance in soil organic matter. **Advances in agronomy**, v. 143, p. 47-138, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.01.001>

HERRERA, A. M.; MELLO, A. C. L.; APOLINÁRIO, V. X. O.; DUBEUX JÚNIOR, J. S. B.; CUNHA, M. V.; SANTOS, M. V. F. Potential of *Gliricidia sepium* (jacq.) Kunth ex Walp. and *Mimosa caesalpiniifolia* Benth. in silvopastoral systems intercropped with signalgrass [*Urochloa decumbens* (Stapf) RD Webster]. **Agroforestry Systems**, v. 95, p. 1061-1072, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-021-00625-7>

HEWINS, D. B.; LYSENG, M. P.; SCHODERBEK, D. F.; ALEXANDER, M.; WILMS, W. D.; CARLYLE, C. N.; CHANG, S. X.; BORK, E. W. Grazing and climate effects on soil organic carbon concentration and particle-size association in northern grasslands. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 1336, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-018-19785-1>

HUOT, C.; ZHOU, Y.; PHILP, J. N. M.; DENTON, M. D. Root depth development in tropical perennial forage grasses is related to root angle, root diameter and leaf area. **Plant and Soil**, v. 456, n. 1, p. 145-158, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04701-2>

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. Chapter 2: Generic methodologies applicable to multiple land-use categories. In: BUENDIA, E. C.; TANABE, K.; KRANJC, A.; JAMSRANJAV, B.; FUKUDA, M.; NGARIZE, S.; OSAKO, A.; PYROZHENKO, Y.; SHERMANAU, P.; FEDERICI, S. **2019 Refinement to the 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories**. Switzerland: IPCC, 2019. Disponível em: https://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2019rf/pdf/4_Volume4/19R_V4_Ch02_Generic%20Methods.pdf. Acesso em: 11 de julho de 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC. **Climate change 2023: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, H. Lee and J. Romero (eds.)]. Geneva-Switzerland: IPCC, 2023. 60-84 p. DOI: 10.59327/IPCC/AR6-9789291691647

IPA - Instituto Agronômico de Pernambuco. **Sessão de índices pluviométricos**. 2024. Disponível em: <http://www.ipa.br/indice_pluv.php#calendario_indices>. Acesso em: 16 de maio de 2025.

ISLAM, K. R.; WEIL, R. R. Microwave irradiation of soil for routine measurement of microbial biomass carbon. **Biology and Fertility of Soils**, v. 27, p. 408-416, 1998. DOI: <https://doi.org/10.1007/s003740050451>

KARKI, S.; SHANGE, R.; ANKUMAH, R.; McE., W.; IDEHEN, O.; POUDEL, S.; KARKI, U. Comparative assessment of soil health indicators in response to woodland and silvopasture land use systems. **Agroforestry Systems**, v. 95, p. 227-240, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-020-00577-4>

KASCHUK, G.; HUNGRIA, M. Diversity and importance of diazotrophic bacteria to agricultural sustainability in the tropics. In: **Diversity and Benefits of Microorganisms from the Tropics**. Cham: Springer international publishing, 2017. p. 269-292.

KWEKU, D. W.; BISMARCK, O.; MAXWELL, A.; DESMOND, K. A.; DANSO, K. B.; OTI-MENSAHM E. A.; QUACHIE, A. T.; ADORMAA, B. B. Greenhouse effect: greenhouse gases and their impact on global warming. **Journal of Scientific research and reports**, v. 17, n. 6, p. 1-9, 2018. DOI: 10.9734/JSRR/2017/39630

KLEBER, M. What is recalcitrant soil organic matter?. **Environmental Chemistry**, v. 7, n. 4, p. 320-332, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1071/EN10006>

KLEBER, M.; EUSTERHUES, K.; KEILUWEIT, M.; MIKUTTA, C.; MIKUTTA, R.; NICO, P. S. Mineral-organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. **Advances in agronomy**, v. 130, p. 1-140, 2015.

KÖGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter: Fourteen years on. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 105, p. A3-A8, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.011>

KUZYAKOV, Y.; BLAGODATSKAYA, E. Microbial hotspots and hot moments in soil: concept & review. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 83, p. 184-199, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.01.025>

LAL, R. Soil health and carbon management. **Food and Energy Security**, v. 5, n. 4, p. 212-222, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1002/fes3.96>

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

LAL, R.; MONGER, C.; NAVÉ, L.; SMITH, P. The role of soil in regulation of climate. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 376, n. 1834, p. 20210084, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>

LAGANIÈRE J.; AUGUSTO, L.; HATTEN, J. A.; SPIELVOGEL, S. Vegetation effects on soil organic matter in forested ecosystems. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, p. 828701, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.828701>

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 21st century. **Global change biology**, v. 26, n. 1, p. 261-273, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/gcb.14859>

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

LEMES, A. P.; GARCIA, A. R.; PEZZOPANE, J. R. M.; BRANDÃO, F. Z.; WATANABE, Y. F.; COOKE, R. F.; SPONCHIADO, M.; PAZ, C. C. P.; CAMPLESI, A. C.; BINELLI, M.; GIMENES, L. U. Silvopastoral system is an alternative to improve animal welfare and productive performance in meat production systems. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, p. 14092, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-93609-7>

LI, J.-Y.; CHEN, P.; LI, Z.-G.; LI, L.-Y.; ZHANG; R.-Q.; HU, W.; LIU, Y. Soil aggregate-associated organic carbon mineralization and its driving factors in rhizosphere soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 186, p. 109182, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2023.109182>

LIANG, C.; BALSER, T. C. Microbial production of recalcitrant organic matter in global soils: implications for productivity and climate policy. **Nature Reviews Microbiology**, v. 9, n. 1, p. 75-75, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/nrmicro2386-c1>

LIANG, C.; SCHIMEL, J. P.; JASTROW, J. D. The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. **Nature microbiology**, v. 2, n. 8, p. 1-6, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>

LIRA, K. C.; DUBEUX, J. C. B.; LIRA, M. A.; CARVALHO, F. F. R.; SANTOS, M. V. F.; CUNHA, M. V.; MELLO, A. C. L.; JARAMILLHO, D. M.; NETO, J. D. P. Tracing sheep binary C3-C4 diet using stable isotope ratio ($\delta^{13}\text{C}$). **Italian Journal of Animal Science**, v. 20, n. 1, p. 288-294, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1080/1828051X.2021.1881413>

LIRA JUNIOR, M. A. L.; FRACETTO, F. J. S.; FERREIRA, J. S.; SILVA, M. B.; FRACETTO, G. G. M. Legume-based silvopastoral systems drive C and N soil stocks in a subhumid tropical environment. **Catena**, v. 189, p. 104508, 2020a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104508>

LIRA JUNIOR, M. L. J.; FRACETTO, F. J. S.; FERREIRA, J. S.; SILVA, M. B.; FRACETTO, G. G. M. Legume silvopastoral systems enhance soil organic matter quality in a subhumid tropical environment. **Soil Science Society of America Journal**, v. 84, n. 4, p. 1209-1218, 2020b. DOI: <https://doi.org/10.1002/saj2.20106>

LIU, X.; LI, L.; QI, Z.; HAN, J.; ZHU, Y. Land-use impacts on profile distribution of labile and recalcitrant carbon in the Ili River Valley, northwest China. **Science of the Total Environment**, v. 586, p. 1038-1045, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.087>

LIU, Q.; WU, W.; LIU, Z.; FANG, G.; YANG, P. Agroecosystem services: A review of concepts, indicators, assessment methods and future research perspectives. **Ecological Indicators**, v. 142, p. 109218, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109218>

LUSTOSA FILHO, J. F. L.; OLIVEIRA, H. M. R.; BARROS, V. M. S.; SANTOS, A. C.; OLIVEIRA, T. S. From forest to pastures and silvopastoral systems: Soil carbon and nitrogen stocks changes in northeast Amazônia. **Science of The Total Environment**, v. 908, p. 168251, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168251>

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

MAIRE, V.; ALVAREZ, G.; COLOMBET, J.; COMBY, A.; DESPINASSE, R.; DUBREUCQ, E.; JOLY, M.; LEHOURS, A-C.; PERRIER, V.; SHAHZAD, T.; FONTAINE, S. An unknown oxidative metabolism substantially contributes to soil CO₂ emissions. **Biogeosciences**, v. 10, n. 2, p. 1155-1167, 2013. DOI: <https://doi.org/10.5194/bg-10-1155-2013>

MALHI, G. S.; KAUR, M.; KAUSHIK, P. Impact of climate change on agriculture and its mitigation strategies: A review. **Sustainability**, v. 13, n. 3, p. 1318, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/su13031318>

MAPBIOMAS. **Coleção B da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil**. 2022. Disponível em: <https://plataforma.brasil.mapbiomas.org/>. Acesso em: 11 mar. 2024.

MASCIANDARO, G.; CECCANTI, B. Assessing soil quality in different agro-ecosystems through biochemical and chemico-structural properties of humic substances. **Soil and Tillage Research**, v. 51, n. 1-2, p. 129-137, 1999. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00056-2](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00056-2)

MASSON-BOIVIN, G.; GIRAUD, E.; PERRET, X.; BATUT, J. Establishing nitrogen-fixing symbiosis with legumes: how many rhizobium recipes?. **Trends in microbiology**, v. 17, n. 10, p. 458-466, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.tim.2009.07.004>

MEA - MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and human well-being: Synthesis**. Washington - DC: Island Press, 2005.

MEDEIROS, A. de S.; SOARES, A. A. S.; MAIA, S. M. F. Soil carbon stocks and compartments of organic matter under conventional systems in Brazilian semi-arid region. **Revista Caatinga**, v. 35, n. 3, p. 697-710, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1590/1983-21252022v35n321rc>

MENDELSON, R. The impact of climate change on agriculture in developing countries. **Journal of natural resources policy research**, v. 1, n. 1, p. 5-19, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/19390450802495882>

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. Viçosa-MG: Universidade Federal de Viçosa, 2005. 81 p.

MENDONÇA, E. S.; MATOS, E. S. **Matéria orgânica do solo: métodos de análises**. 2. ed. Viçosa-MG: UFV-Gefert, 2017. 221 p.

MENEZES, L. A. S.; LEANDRO, W. M. Avaliação de espécies de coberturas do solo com potencial de uso em sistema de plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 34, n. 3, p. 173-180, 2004.

MGANGA, K. Z.; ROLANDO, J.; KALU, S.; KARHU, K. Microbial soil quality indicators depending on land use and soil type in a semi-arid dryland in Kenya. **European Journal of Soil Biology**, v. 121, p. 103626, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103626>

MIKHAYLOV, A.; MOISEEV, N.; ALESHIN, K.; BURKHARDT, T. Global climate change and greenhouse effect. **Entrepreneurship and Sustainability Issues**, v. 7, n. 4, p. 2897, 2020. DOI: [http://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4\(21\)](http://doi.org/10.9770/jesi.2020.7.4(21))

MOCALI, S.; PAFFETTI, D.; EMILIANI, G.; BENEDETTI, A.; FANI, R. Diversity of heterotrophic aerobic cultivable microbial communities of soils treated with fumigants and dynamics of metabolic, microbial, and mineralization quotients. **Biology and Fertility of Soils**, v. 44, n. 4, p. 557-569, 2008. DOI: [10.1007/s00374-007-0235-5](https://doi.org/10.1007/s00374-007-0235-5)

MORENO-GALVÁN, A. E.; ROMERO-PERDOMO, F.; DÍAZ-PARDO, S.; DÁVILA-MORA, L. L.; CASTRO-RINCÓN, E.; ROJAS-TAPIAS, D. F.; ESTRADA-BONILLA, G. A. Long-term implementation of a silvopastoral system enhances soil P availability and bacterial diversity. **Geoderma**, v. 433, p. 116458, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116458>

MOTT, G. O.; LUCAS, H. L. The design, conduct and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pastures. *In: International grassland congress*. 1952. p. 1380-1395.

MOTTA-DELGADO, P. A.; MARTÍNEZ, H. E. O.; ROJAS-VARGAS, E. P. Indicators associated to pastures sustainability: a review. *Ciencia y Tecnología Agropecuaria*, v. 20, n. 2, p. 387-430, 2019. DOI: https://doi.org/10.21930/rcta.vol20_num2_art:1464

NAVARRO-PEDREÑO, J.; ALMENDRO-CANDEL, M. B.; ZORPAS, A. A. The increase of soil organic matter reduces global warming, myth or reality?. *Sci*, v. 3, n. 1, p. 18, 2021. DOI: <https://doi.org/10.3390/sci3010018>

NEPEL, M.; ANGEL, R.; BORER, E. T.; FREY, B.; MACDOUGALL, A. S.; MCCULLEY, R. L.; RISCH, A. C.; SCHÜTZ, M.; SEABLOOM, E. W.; WOEBKEN, D. Global grassland diazotrophic communities are structured by combined abiotic, biotic, and spatial distance factors but resilient to fertilization. *Frontiers in Microbiology*, v. 13, p. 821030, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.821030>

NKONGO, K. K.; NARENDRULA-KOTHA, R. Advances in monitoring soil microbial community dynamic and function. *Journal of applied genetics*, v. 61, n. 2, p. 249-263, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13353-020-00549-5>

NUNES, M. R.; KARLEN, D. L.; VEUM, K. S.; MOORMAN, T. B.; CAMBARDELLA, C. A. Biological soil health indicators respond to tillage intensity: A US meta-analysis. *Geoderma*, v. 369, p. 114335, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114335>

OLIVEIRA, E. P.; MARTINS, A. K. R. Q.; LONGATTI, S. M. O.; ARAGÃO, O. O. S.; FREITAS, L. M.; SANTOS, A. D.; MOREIRA, F. M. S.; MIGUEL, D. L.; LEAL, P. L. Microbiological attributes as indicators of soil quality in coffee growing systems in Southwest Bahia, Brazil. *Brazilian Journal of Microbiology*, p. 1-12, 2024. DOI: [10.1007/s42770-024-01279-0](https://doi.org/10.1007/s42770-024-01279-0)

OLIVEIRA, C. S.; SANTOS, J. C. B.; SILVA, L. F. V.; FREITAS, A. D. S.; MEDEIROS, E. V.; ALVES, M. J. G.; DUBEUX JUNIOR, J. C. B.; LIRA JUNIOR, M. A. A scientometrics analysis of silvopastoral systems: what we know and what we need to know?. *Agroforestry Systems*, v. 99, n. 1, p. 9, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10457-024-01120-5>

PAUSTIAN, K.; LARSON, E.; KENT, J.; MARX, E.; SWAN, A. Soil C sequestration as a biological negative emission strategy. *Frontiers in Climate*, v. 1, p. 482133, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3389/fclim.2019.00008>

PENG, Y.; CHAHAL, I.; HOOKES, D. C.; EERD, L. L. V. Comparison of equivalent soil mass approaches to estimate soil organic carbon stocks under long-term tillage. *Soil and Tillage Research*, v. 238, p. 106021, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106021>

PESSOA, D. V.; CUNHA, M. V.; MELLO, A. C. L.; SANTOS, M. V. F.; SOARES, G. S. C.; CAMELO, D.; APOLINÁRIO, V. X. O.; DUBEUX JUNIOR, J. C. B.; COELHO, J. J. Litter deposition and decomposition in a tropical grass-legume silvopastoral system. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, v. 24, n. 2, p. 3504-3518, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42729-024-01771-4>

PESSOA, D. V.; CUNHA, M. V.; MELLO, A. C. L.; SANTOS, M. V. F.; FRACETTO, G. G. M.; APOLINÁRIO, V. X. O.; CARVALHO, C. B. M.; NETO, P. M. O.; IZIDRO, J. L. P. S.; COSTA, S. B. M.; DUBEUX JUNIOR, J. C. B.; COELHO, J. J. Legume trees in an established tropical grass pasture increase deep-soil N stocks. **European Journal of Agronomy**, v. 164, p. 127462, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eja.2024.127462>

PIAZZA, M.-V.; PINTO, P.; BAZZONI, B.; BERENSTECHER, P.; CASAS, C.; ZIEHER, X. L.; MALLERMAN, J.; MÉNDEZ, M. S.; OMACINI, M.; PIÑEIRO, G.; SEMMARTIN, M.; VIVANCO, L.; YAHDJAN, L. From plant litter to soil organic matter: a game to understand carbon dynamics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 22, n. 4, p. e2724, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.2724>

RANGEL, O. J. P.; SILVA, C. A. Estoques de carbono e nitrogênio e frações orgânicas de Latossolo submetido a diferentes sistemas de uso e manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 31, p. 1609-1623, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-06832007000600037>

RAUBER, L. R.; SEQUINATTO, L.; KAISER, D. R.; BERTOL, I.; BALDISSERA, T. C.; GARAGORRY, F. C.; SBRISSIA, A. F.; PEREIRA, G. E.; PINTO, C. E. Soil physical properties in a natural highland grassland in southern Brazil subjected to a range of grazing heights. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 319, p. 107515, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107515>

REGO, C. A. R. M.; OLIVEIRA, P. S. R.; MUNIZ, L. C.; ROSSET, J. S.; MATTEI, E.; COSTA, B. P.; PEREIRA, M. G. Chemical, physical, and biological properties of soil with pastures recovered by integration crop-livestock system in Eastern Amazon. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 47, p. e0220094, 2023. DOI: <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20220094>

REIS JUNIOR, F. B.; MENDES, I. C. **Biomassa microbiana do solo**. Planaltina: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária; 2007. 40 p. (Documentos, 205).

REN, H.; ISLAM, M. S.; WANG, H.; GUO, H.; WANG, Z.; QI, X.; ZHANG, S.; GUO, J.; WANG, Q.; LI, B. Effect of humic acid on soil physical and chemical properties, microbial community structure, and metabolites of decline diseased bayberry. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 23, n. 23, p. 14707, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/ijms232314707>

ROCCI, K. S.; COTRUFO, M. F.; ERNAKOVICH, J.; FORTER, E.; FREY, S.; GEORGIOU, K.; GRANDY, A. S.; MALHOTRA, A.; REICH, P. B.; SCHLERMAN, E. P.; WIEDER, W. R. Bridging 20 years of soil organic matter frameworks: empirical support, model representation, and next steps. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 129, n. 6, p. e2023JG007964, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1029/2023JG007964>

ROCHA, S. M. B.; ANTUNES, J. E. L.; ARAUJO, F. F.; MENDES, L. W.; SOUSA, R. S.; ARAUJO, A. S. F. Soil microbial C: N ratio across physiognomies of Brazilian Cerrado Soil microbial biomass across a gradient of preserved native Cerrado. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 04, p. e20190049, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201920190049>

RODRÍGUEZ-ORTEGA, T.; OTEROS-ROZAS, E.; RIPOLL-BOSCH, R.; TICHIT, M.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; BERNUÉS, A. Applying the ecosystem services framework to pasture-based livestock farming systems in Europe. **Animal**, v. 8, n. 8, p. 1361-1372, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1017/S1751731114000421>

RUMPEL, C.; KÖGEL-KNABNER, I. Deep soil organic matter—a key but poorly understood component of terrestrial C cycle. **Plant and soil**, v. 338, p. 143-158, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0391-5>

RUMPEL, C.; AMIRASLANI, F.; KOUTIKA, L.-S.; SMITH, P.; WHITEHEAD, D.; WOLLENBERG, E. Put more carbon in soils to meet Paris climate pledges. **Nature**, v. 564, p. 32-34, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1038/d41586-018-07587-4>

SACCÁ, M. L.; CARACCIOLLO, A. B.; LENOLA, M. D.; GRENNI, P. Ecosystem services provided by soil microorganisms. In: **Soil biological communities and ecosystem resilience**. Springer International Publishing, 2017. p. 9-24.

SANTOS, C. A.; REZENDE, C. P.; PINHEIRO, É. 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, p. 394-401, 2019a. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>

SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V; Á.; LUMBRERAS, J. F.; ALMEIDA, J. A.; FILHO, J. C. A.; CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 5. ed. Brasília-DF: Embrapa, 2018. 115-138 p.

SANTOS, J. V.; BENTO, L. R.; BRESOLIN, J. D.; MITSUYUKI, M. C.; OLIVEIRA, P. P. A.; PEZZOPANE, J. R. M.; BERNARDI, A. B. C.; MENDES, I. C.; MARTIN-NETO, L. The long-term effects of intensive grazing and silvopastoral systems on soil physicochemical properties, enzymatic activity, and microbial biomass. **Catena**, v. 219, p. 106619, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106619>

SANTOS, U. E.; DUDA, G. P.; MARQUES, M. C.; MEDEIROS, E. V.; LIMA, J. R. S.; SOUZA, E. S.; BROSSARD, M.; HAMMECKER, C. Soil organic carbon fractions and humic substances are affected by land uses of Caatinga forest in Brazil. **Arid Land Research and Management**, v. 33, n. 3, p. 255-273, 2019b.

SARTO, M. V. M.; BORGES, W. L. B.; SARTO, J. R. W.; PIRES, C. A. B.; RICE, C. W.; ROSOLOME, C. A. Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. **Applied Soil Ecology**, v. 145, p. 103350, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.08.012>

SATO, J. H.; FIGUEIREDO, C. C.; MARCHÃO, R. L.; MADARI, B. E.; BENEDITO, L. E.; BUSATO, J. G.; SOUZA, D. M. Methods of soil organic carbon determination in Brazilian savannah soils. **Scientia Agricola**, v. 71, n.4, p. 302-308, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1590/0103-9016-2013-0306>

SCHMIDT, M. W. I.; TORN, M. S.; ABIVEN, S.; DITTMAR, T.; GUGGENBERBER, G.; JANSSENS, I. A.; KLEBER, M.; KÖGEL-KNABNER, I.; LERHMANN, 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. 7367, p. 49-56, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature10386>

SCHMITT FILHO, A. L. S.; KRETZER, S. G.; FARLEY, J.; KAZAMA, D. C.; SINISGALLI, P. A.; DENIZ, M. Applied nucleation under high biodiversity silvopastoral system as an adaptive strategy against microclimate extremes in pasture areas. **International Journal of Biometeorology**, v. 67, n. 7, p. 1199-1212, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00484-023-02488-2>

SHOUMIK, B. A. A.; TIEMA, A.; ABIYE, W.; RAI, P.; ADHIKARI, K.; ESMAEILI-GISAVANDANI, H.; KHAN, M. Z.; GÜLSE, C. Dynamics of soil carbon stock in response to land use conversion in European woodland and shrubland in the last decade. **Journal of Environmental Management**, v. 376, p. 124513, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2025.124513>

SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S.; DE-POLLI, H. **Determinação da respiração basal (RBS) e quociente metabólico do solo (qCO₂)**. Seropédica-RJ: Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 2007. 4 p.

SILVA, W. S.; FRACETTO, G. G. M.; FRACETTO, F. J. C.; SILVA, Y. J. A. V.; SOUZA, A. A. B.; NASCIMENTO, C. W. A. The stabilization method of sewage sludge effects soil microbial attributes and boosts soil P content and maize yield in a sludge-amended soil in the field. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 22, p. 1267-1276, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s42729-021-00729-0>

SIX, J. Aggregation and Soil Organic Matter Accumulation in Cultivated and Native Grassland Soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 62, p. 1367-1377, 1998. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj1998.03615995006200050032x>

SMITH, M. M.; BENTRUP, G.; KELLERMAN, T.; MFARLAND, K.; STRAIGHT, R.; AMEYAW, L.; STEIN, S. Silvopasture in the USA: A systematic review of natural resource professional and producer-reported benefits, challenges, and management activities. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 326, p. 107818, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107818>

SOLLENBERGER, L. E.; MORRE, J. E.; ALLEN, V. G.; PEDREIRA, C. G. S. Reporting forage allowance in grazing experiments. **Crop Science Society of America**, v. 45, n.3, p. 896-900, 2005.

SONG, X.; YUAN, Z.-Q.; FANG, C.; HU, Z.-H.; LI, F.-M.; SARDANS, J.; PENUELAS, J. The formation of humic acid and micro-aggregates facilitated long-time soil organic carbon sequestration after *Medicago sativa* L. introduction on abandoned farmlands. **Geoderma**, v. 445, p. 116889, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116889>

SOUSA, C. E. S.; AMARAL JÚNIOR, F. P.; CARDOSO, A. S.; RUGGIERI, A. C.; CLEEF, F. O. S.; PÁDUA, F. T.; ALMEIDA, J. C. C. A. Effects of integrating legumes or trees on soil C stock and organic matter dynamics in tropical grasslands. **Applied Soil Ecology**, v. 202, p. 105560, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2024.105560>

SPARLING, G. P. Ratio of microbial biomass carbon to soil organic carbon as a sensitive indicator of changes in soil organic matter. **Soil Research**, v. 30, n. 2, p. 195-207, 1992. DOI: <https://doi.org/10.1071/SR9920195>

SPARLING, G. P. Soil Microbial Biomass, Activity and Nutrient Cycling as Indicators of Soil Health. **Biological indicators of soil health**, p. 97-119, 1997.

SPOHN, M.; BAGCHI, S.; BIEDERMAN, L. A.; BORER, E. T.; BRATHEN, K. A.; BUGALHO, M. N.; CALDEIRA, M. C.; CATFORD, J. A.; COLLINS, S. L.; EISHENHAUER, E.; HAGENAH, N.; HAIDER, S.; HAUTIER, Y.; KNOPS, J. M. H.; KOERNER, S. E.; LAANISTO, L.; LEKBERG, Y.; MARTIN, J. P.; MARTINSON, H.; MCCULEY, R. L.; PERI, P. L.; MACEK, P.; POWER, S. A.; RISCH, A. C.; ROSCHER, C.; SEABLOOM, E. W.; STEVENS, C.; VEEN, G. F.; VIRTANEN, R.; YAHDIJAN, L. The positive effect of plant diversity on soil carbon depends on climate. **Nature communications**, v. 14, n. 1, p. 6624, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-023-42340-0>

SRINIVASAN, V.; MAHESWARAPPA, H. P.; LAL, R. Long term effects of topsoil depth and amendments on particulate and non particulate carbon fractions in a Miamian soil of Central Ohio. **Soil and Tillage Research**, v. 121, p. 10-17, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2012.01.014>

SUN, T.; WANG, Y.; HUI, D.; JING, X.; FENG, W. Soil properties rather than climate and ecosystem type control the vertical variations of soil organic carbon, microbial carbon, and microbial quotient. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 148, p. 107905, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2020.107905>

SWIFT, R. S. Organic Matter Characterization. In: SPARKS, D. L. et al. (Eds.). **Methods of Soil Analysis: Part 3 Chemical Methods**. Madison, WI: SSSA, 1996. 1011-1069 p.

VAZ JR, S; SOUZA, A. P. R.; BAETA, B. E. L. Technologies for carbon dioxide capture: A review applied to energy sectors. **Cleaner Engineering and Technology**, v. 8, p. 100456, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.clet.2022.100456>

VORONEY, R. P.; BROOKES, P. C.; BEYAERT, R. P. Soil microbial biomass C, N, P, and S. **Soil sampling and methods of analysis**, v. 2, p. 637-652, 2008.

WANG, F.; HARINDINTWALI, J.D.; WEI, K.; SHAN, Y.; MI, Z.; COSTELLO, M.J.; GRUNWALD, S.; FENG, Z.; WANG, F.; GUO, Y.; WU, X.; KUMAR, P.; KÄSTNER, M.; FENG, X.; KANG, S.; LIU, Z.; FU, Y.; ZHAO, W.; OUYANG, C.; SHEN, J.; WANG, H.; CHANG, S.X.; EVANS, D.L.; WANG, R.; ZHU, C.; XIANG, L.; RINKLEBE, J.; DU, M.; HUANG, L.; BAI, Z.; LI, S.; LAL, R.; ELSNER, M.; WIGNERON, J.P.; FLORINDO, F.; JIANG, X.; SHAHEEN, S.M.; ZHONG, X.; BOL, R.; VASQUES, G.M.; LI, X.; PFLAUTSCH, S.; WANG, M.; HE, X.; AGATHOKLEOUS, E.; DU, H.; YAN, H.; KENGARA, F.O.; BRAHUSHI, F.; LONG, X.E.; PEREIRA, P.; OK, Y.S.; RILLIG, M.C.; JIEPPESEN, E.; BARCELÓ, D.; YAN, X.; JIAO, N.; HAN, B.; SCHÄFFER, A.; CHEN, J.M.; ZHU, Y.; CHENG, H.; AMELUNG, W.; SPÖTL, C.; ZHU, J.; TIEDJE, J.M. Climate change: Strategies for mitigation and adaptation. **The Innovation Geoscience**, v. 1, n. 1, p. 100015-1-100015-37, 2023. DOI: <https://doi.org/10.59717/j.xinn-geo.2023.100015>

WANG, S.; HUANG, M.; SHAO, X.; MICKLER, R. A.; LI, K.; JI, J. Vertical distribution of soil organic carbon in China. **Environmental management**, v. 33, p. S200-S209, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-003-9130-5>

WANG, Z.; ZHAO, M.; YAN, Z.; YANG, Y.; NIKLAS, K. J.; HUANG, H.; MIPAM, T. D.; HE, Z.; HU, H.; WRIGHT, S. J. Global patterns and predictors of soil microbial biomass carbon, nitrogen, and phosphorus in terrestrial ecosystems. **Catena**, v. 211, p. 106037, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106037>

WEI, Y.; ZHANG, Y.; WILSON, G. W. T.; GUO, Y.; BI, Y.; XIONG, X.; LIU, N. Transformation of litter carbon to stable soil organic matter is facilitated by ungulate trampling. **Geoderma**, v. 385, p. 114828, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114828>

XU, S.; SAYER, E. J.; EISENHAUER, N.; LU, X.; WANG, J.; LIU, C. Aboveground litter inputs determine carbon storage across soil profiles: a meta-analysis. **Plant and Soil**, v. 462, n. 1, p. 429-444, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-021-04881-5>

YAN, Y.; WANG, C.; ZHANG, J.; SUN, Y.; XU, X.; ZHU, N.; CAI, Y.; XU, D.; WANG, X.; XIN, X.; CHEN, J. Response of soil microbial biomass C, N, and P and microbial quotient to agriculture and agricultural abandonment in a meadow steppe of northeast China. **Soil and Tillage Research**, v. 223, p. 105475, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2022.105475>

YANG, Y.; TILMAN, D.; FUREY, G.; LEHMAN, C. Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. **Nature communications**, v. 10, n. 1, p. 718, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>

YEOMANS, J. C.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. **Communications in soil science and plant analysis**, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>

YORO, K. O.; DARAMOLA, M. O. CO₂ emission sources, greenhouse gases, and the global warming effect. In: RAHIMPOUR, M. R. et al. *Advances in carbon capture*. **Woodhead Publishing**, 2020. p. 3-28. DOI: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-819657-1.00001-3>

ZHANG, W.; RICKETTS, T. H.; KREMEN, C.; CARNEY, K.; SWINTON, S. M. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological economics*, v. 64, n. 2, p. 253-260, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024>

ZHAO, Y.; WEI, Y.; ZHANG, Y.; WEN, X.; XI, B.; ZHAO, X.; ZHANG, X.; WEI, Z. Roles of composts in soil based on the assessment of humification degree of fulvic acids. **Ecological Indicators**, v. 72, p. 473-480, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.051>

ZHENG, H.; YANG, X.; SONG, C.; ZHANG, C.; SUN, W.; WANG, G. Distinct environmental controls on above-and below-ground net primary productivity in Northern China's grasslands. **Ecological Indicators**, v. 167, p. 112717, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112717>

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, p. 62-72, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.019>