

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**ESTOQUE E LABILIDADE DE CARBONO E NITROGÊNIO
NO SOLO EM FUNÇÃO DE PLANTAS DE COBERTURA EM
PRÉ-CULTIVO DE MILHO**

Jairo Neves de Oliveira

Engenheiro Agrônomo

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP

CÂMPUS DE JABOTICABAL

**ESTOQUE E LABILIDADE DE CARBONO E NITROGÊNIO
NO SOLO EM FUNÇÃO DE PLANTAS DE COBERTURA EM
PRÉ-CULTIVO DE MILHO**

Discente: Jairo Neves de Oliveira

Orientadora: Profa. Dra. Mara Cristina Pessôa da Cruz

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias – Unesp, Câmpus de Jaboticabal, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo).

2024

O48e Oliveira, Jairo Neves de
Estoque e labilidade de carbono e nitrogênio no solo em
função de plantas de cobertura em pré-cultivo de milho / Jairo
Neves de Oliveira. -- Jaboticabal, 2024
62 f. : tabs., fotos, mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista
(UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias,
Jaboticabal
Orientadora: Mara Cristina Pessôa da Cruz

1. Fertilidade do solo. 2. Matéria orgânica. 3. Solos manejo.
4. Cultivos de cobertura. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e
Veterinárias, Jaboticabal. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

IMPACTOS ESPERADOS NA SOCIEDADE

Os resultados desta pesquisa podem contribuir para aprimorar as estratégias de manejo em sistemas de plantio direto, especialmente em cultivos de longo prazo. A observação de aumentos nos estoques e na labilidade do carbono e do nitrogênio sugere que o cultivo de plantas de cobertura antes do milho, em períodos prolongados, promove uma notável melhoria na qualidade do solo, a qual é principalmente atribuída ao aumento da matéria orgânica. Além disso, essa prática tende a reduzir a lixiviação do nitrato e as perdas de carbono e nitrogênio na forma de gases de efeito estufa. Essas melhorias cumulativas têm o potencial de reduzir os custos para os agricultores, especialmente em relação à adubação nitrogenada, devido ao incremento do reservatório de nitrogênio orgânico proporcionado pela fixação biológica e pela ciclagem de nitrogênio. Com o aumento da matéria orgânica estão associadas melhorias nas características de fertilidade do solo, como o aumento da capacidade de troca de cátions e das reservas de outros nutrientes além do nitrogênio, efeitos que atuam em conjunto, resultando em maior eficiência e sustentabilidade na produção agrícola.

EXPECTED IMPACTS ON SOCIETY

The results of this research can contribute to improving management strategies in no-till systems, especially in long-term crops. The observation of increases in the stocks and lability of carbon and nitrogen suggests that growing cover crops before corn, over prolonged periods, promotes a notable improvement in soil quality, which is mainly attributed to the increase in organic matter. In addition, this practice tends to reduce nitrate leaching and carbon and nitrogen losses in the form of greenhouse gases. These cumulative improvements have the potential to reduce costs for farmers, especially in relation to nitrogen fertilization, due to the increase in the organic nitrogen pool provided by biological fixation and nitrogen cycling. The increase in organic matter is associated with improvements in soil fertility characteristics, such as an increase in cation exchange capacity and reserves of nutrients other than nitrogen, effects that work together to result in greater efficiency and sustainability in agricultural production.

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: ESTOQUE E LABILIDADE DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO EM FUNÇÃO DE PLANTAS DE COBERTURA EM PRÉ-CULTIVO DE MILHO

AUTOR: JAIRO NEVES DE OLIVEIRA

ORIENTADORA: MARA CRISTINA PESSÔA DA CRUZ

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Agronomia (Ciência do Solo), pela Comissão Examinadora:

Documento assinado digitalmente
gov.br MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ
Data: 03/03/2024 17:22:39-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Profa. Dra. MARA CRISTINA PESSOA DA CRUZ (Participação Virtual) Departamento de Ciências da Produção Agrícola / FCAV UNESP Jaboticabal

Documento assinado digitalmente
gov.br ESTEVAO VICARI MELLIS
Data: 19/03/2024 09:14:02-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Pesquisador Dr. ESTÊVÃO VICARI MELLIS (Participação Virtual)
Centro de Solos e Recursos Agroambientais, Fertilidade do Solo / Instituto Agronômico de Campinas IAC - Campinas/SP

Documento assinado digitalmente
gov.br JOSE RICARDO MANTOVANI
Data: 05/03/2024 16:40:41-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. JOSÉ RICARDO MANTOVANI (Participação Virtual)
Fundação de Ensino e Tecnologia de Alfenas / Universidade José do Rosário Vellano (UNIFENAS) - Alfenas/MG

Jaboticabal, 29 de fevereiro de 2024

DADOS CURRICULARES DO AUTOR

Jairo Neves de Oliveira – Filho de José Damasceno de Oliveira e Maria do Socorro Neves de Oliveira, nasceu em Concórdia, Pará, no dia 20 de fevereiro de 1994. Em agosto de 2017 ingressou no Curso de Engenharia Agrônômica pela Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA, campus de Capitão Poço, no Estado do Pará. De agosto de 2019 a agosto de 2020 foi bolsista de iniciação científica pela UFRA, e de agosto de 2021 a agosto de 2022 foi bolsista de iniciação científica pelo CNPq. Em agosto de 2022, ingressou no mestrado do programa de Agronomia (Ciência do Solo), pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias-UNESP, campus de Jaboticabal-SP. Durante o mestrado foi bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES.

“Suba o primeiro degrau com fé. Não é necessário que veja toda a escada. Apenas dê o primeiro passo”.

Martin Luther King

AGRADECIMENTOS

A Deus e à Nossa Senhora, por sempre me darem forças e não me deixarem desistir dos meus sonhos. À minha Mãe Maria do Socorro Neves de Oliveira e ao meu Pai José Damasceno de Oliveira, pela criação, apoio, e por sempre ensinarem a mim e aos meus irmãos a buscar a dignidade, dando amor, educação e incentivo.

Aos meus irmãos, que sempre me apoiaram e ajudaram direta e indiretamente, durante minha vida acadêmica.

À minha namorada, Francisca Carla, por sempre me apoiar nas decisões e me dar forças.

À minha orientadora, Professora Mara Cristina Pessoa da Cruz, por todos os ensinamentos, paciência, toda segurança que me passou durante o mestrado e por sempre ser acessível. Este conjunto de fatores foi essencial para eu chegar até aqui.

Aos meus amigos do laboratório de Fertilidade do Solo: Luiz, Gabriel, Roger, Ana Laura, Guilherme e João, por contribuírem com as coletas de solo e com as atividades laboratoriais.

Ao meu amigo Breno, pela ajuda nas coletas de solo.

Ao Professor Dr. Manoel Evaristo Ferreira e à Dra. Denise de Lima Dias Delarica, pelas contribuições no exame geral de qualificação, as quais foram importantes para melhorar a qualidade deste trabalho.

Ao Professor Dr. Itamar Andrioli "*In memoriam*", pela implantação do experimento.

Aos funcionários da Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão (FEPE), que foram essenciais para a condução do experimento no campo.

Ao Gilberto, por contribuir com a limpeza do laboratório.

À CAPES, pelo auxílio e apoio concedido, que foi essencial para o desenvolvimento deste trabalho.

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

Aos docentes da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Câmpus de Jaboticabal, pelos ensinamentos compartilhados nas disciplinas das quais tive a honra de participar.

À Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", Câmpus de Jaboticabal, por abrir as portas para que eu pudesse realizar o mestrado.

Agradeço a todas as pessoas que contribuíram de alguma forma para a concretização deste sonho, estimulando-me a buscar o conhecimento.

SUMÁRIO

RESUMO	ii
ABSTRACT	iii
1.INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO DE LITERATURA	3
2.1. Estoques de C e N no solo em função do cultivo de culturas de cobertura.....	3
2.2. Plantas de cobertura e labilidade do carbono do solo.....	7
2.3. Plantas de cobertura e labilidade do nitrogênio do solo.....	8
3.MATERIAL E MÉTODOS	11
3.1. Clima e solo da área do experimento e da área de referência	11
3.2. Histórico da área do experimento	12
3.3.Tratamentos e delineamento experimental	13
3.4.Instalação e condução do experimento na safra 2022-2023.....	14
3.5. Avaliações	17
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	22
4.1. Teores totais, estoques, carbono oxidável e índice de manejo do carbono	22
4.2. Teores totais, estoques e nitrogênio mineralizável.....	30
5. CONCLUSÕES	36
6. REFERÊNCIAS	36

ESTOQUE E LABILIDADE DE CARBONO E NITROGÊNIO NO SOLO EM FUNÇÃO DE PLANTAS DE COBERTURA EM PRÉ-CULTIVO DE MILHO

RESUMO – O manejo nos sistemas de cultivo convencional contribui para aumentar as perdas de carbono e nitrogênio do solo. Em contrapartida, o plantio direto com culturas de cobertura favorece o acúmulo de C e N e contribui para melhoria da qualidade do solo. O objetivo com este trabalho foi avaliar as quantidades totais, os estoques e a labilidade do C e do N em área de cultivo de espécies de cobertura em pré-safra de milho, aos 22 anos de adoção do sistema. O experimento está instalado em Latossolo Vermelho argiloso, em delineamento em blocos casualizados com cinco tratamentos e quatro repetições. Os tratamentos são as culturas de cobertura: feijão-de-porco, mucuna-cinza, milheto, crotalária-júncea e vegetação espontânea. A semeadura das plantas de cobertura foi realizada no final do mês de setembro de 2022, noventa dias antes da semeadura do milho. No ano de 2023, foi feita coleta de amostras de solo deformadas e indeformadas, após o cultivo das espécies de cobertura na área útil das parcelas e na área de referência (mata), nas profundidades de 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm e 20-40 cm. Nas amostras foram determinados teores totais, estoques e formas lábeis de C e N. Foi observado efeito das plantas de cobertura, após os 22 anos de cultivo, até 40 cm de profundidade, dependendo da variável. O tratamento mucuna-cinza foi o mais responsivo comparado a vegetação espontânea, com efeito até 20 cm de profundidade na maioria das variáveis. Com o cultivo dessa espécie o teor de carbono orgânico total (COT) e o estoque de carbono (EC) aumentaram em 28,8% (0-5 cm) e 25% (5-10 cm), respectivamente; o índice de manejo do carbono (IMC) aumentou 23% na camada de 0-5 e 41% em 5-10 cm; o nitrogênio total (NT) aumentou em 65%, 56% e 42% nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente; o estoque de nitrogênio (EN) aumentou em 50% de 0-5 e 5-10 cm, e 33% de 10-20 cm, enquanto o nitrogênio obtido por destilação direta a vapor (N-DVD) aumentou em 64%, na camada de 0-5 cm de profundidade, em relação a vegetação espontânea. O carbono orgânico oxidável em KMnO_4 (COxP) apresentou diferença entre os tratamentos até 40 cm de profundidade, mas com as maiores respostas até 20 cm. Os aumentos observados no COxP nessa camada foram de 29%, 26% e 23% para mucuna-cinza, milheto e crotalária em relação a vegetação espontânea, respectivamente. O cultivo de plantas de cobertura em pré-safra ao milho melhora a qualidade do solo, entretanto, aos vinte e dois anos de adoção do sistema, os efeitos em solo argiloso ainda estão concentrados nas camadas de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm de profundidade.

Palavras-chave: manejo; plantio direto; cultivo convencional; culturas de cobertura.

STOCK AND LABILITY OF CARBON AND NITROGEN IN THE SOIL AS A FUNCTION OF PRE-HARVEST COVER CROPS FOR CORN

ABSTRACT- Management in conventional cropping systems contributes to increasing losses of carbon and nitrogen from the soil. On the other hand, the direct planting with cover crops favors the accumulation of C and N and contributes to improving soil quality. The objective with this work was to evaluate the total quantities, stocks and lability of C and N in the area of cultivation of cover species in pre-harvest corn, 22 years after adopting the system. The experiment is installed in a clayey Rhodic Hapludox, in a randomized block design with five treatments and four replications. The treatments are cover crops: jack beans, gray velvet bean, millet, sunn hemp and spontaneous vegetation. The sowing of cover crops was carried out at the end of September 2022, ninety days before sowing the corn. In 2023, deformed and undisturbed soil samples were collected, after cultivating the cover species in the useful area of the plots and in the reference area (forest), at depths of 0-5 cm, 5-10 cm, 10-20 cm and 20-40 cm. In them, total levels, stocks and labile forms of C and N were determined. The effects of cover crops on the variables studied after 22 years were observed up to 40 cm depth. The gray velvet bean was the most responsive specie in relation to spontaneous vegetation up to 20 cm depth in most variables. With this cover crop, the total organic carbon content (TOC) and carbon stock (CS) increased by 28.8% (0-5 cm) and 25% (5-10 cm), respectively; the carbon management index (CMI) increased by 23% in the 0-5 layer and 41% in 5-10 cm; total nitrogen (TN) increased by 65%, 56% and 42% in the 0-5, 5-10 and 10-20 cm layers, respectively; the nitrogen stock (NS) increased by 50% from 0-5 and 5-10 cm, and 33% from 10 to 20 cm, while the nitrogen obtained by direct vapor distillation (N-DVD) increased by 64% in the 0-5 cm layer, in relation to spontaneous vegetation. Oxidizable organic carbon in KMnO_4 (COxP) showed a difference between treatments up to 40 cm depth, however, better results occurred from 0-20 cm, with increases of 29%, 26% and 23% for gray velvet bean, millet and sunn hemp in relation to spontaneous vegetation, respectively. The cultivation of cover crops in pre-harvest to corn improves soil quality, however, twenty-two years after adopting the system, the effects on clayey soil are still concentrated in the 0-5 cm, 5-10 cm, and 10-20 cm layers.

Key words: management; layers; no-till; conventional cultivation; cover crops.

1. INTRODUÇÃO

Os estoques de carbono e nitrogênio do solo são influenciados por fatores como clima, cobertura vegetal, textura do solo, mineralogia e práticas de manejo. O uso do solo pode aumentar ou diminuir esses estoques, dependendo do manejo, e cada solo, na condição de equilíbrio, terá um estoque característico.

Estima-se que a supressão de áreas de vegetação nativa para conversão em cultivos agrícolas tenha contribuído significativamente para redução dos estoques de carbono em solos de regiões tropicais e subtropicais, chegando a uma diminuição de 20 a 30% (Don et al., 2011). Essa redução deve-se especialmente ao revolvimento do solo, que aumenta a aeração, quebra os agregados e, ao expor a matéria orgânica fisicamente protegida, acelera a oxidação do carbono e a mineralização do nitrogênio.

A perda de matéria orgânica do solo provocada pelo manejo inadequado resulta em diversos impactos negativos, como diminuição da capacidade de troca de cátions e do reservatório de nitrogênio, aumento da emissão de gases de efeito estufa e de perdas de solo por erosão. Uma alternativa viável para solucionar esse problema é a adoção do sistema plantio direto. Se nesse sistema forem incluídas plantas de cobertura na entressafra, a eficiência na estocagem de carbono pode aumentar. Contudo, o efeito de espécies de cobertura em pré-cultivo de milho nos estoques e na labilidade do carbono e do nitrogênio em sistema plantio direto com mais de uma década de duração ainda não é bem conhecido em solos de zonas tropicais.

Entre os principais benefícios das plantas de cobertura nas áreas de cultivo estão a ciclagem de nutrientes, o acúmulo de matéria orgânica, a melhoria da estrutura do solo, o controle da perda de água por evapotranspiração e a entrada de nitrogênio via fixação biológica se a cultura for leguminosa. Com o cultivo das plantas de cobertura combinam-se efeitos de curto e longo prazos: a adição de resíduos de fácil decomposição proporciona a rápida disponibilidade de nutrientes para as culturas, e a entrada de compostos de degradação lenta, resulta na formação da matéria orgânica, que aumenta os estoques de nutrientes, melhora a agregação e aumenta a estabilidade dos agregados.

Os efeitos de longo prazo resultam na definição dos estoques de carbono, nitrogênio e outros nutrientes. Os efeitos de curto prazo estão associados às formas

lábeis de carbono e nitrogênio. Dentre as formas de medir a labilidade do carbono do solo, o carbono oxidável em solução de permanganato de potássio (COxP) reúne qualidades que o colocam como procedimento indicado para diagnóstico e avaliação do grau de acerto das ações de manejo que estão sendo adotadas em uma área: além de sensível, é de execução rápida e de baixo custo (Culman et al., 2021).

À medida que o reservatório de carbono lábil aumenta, o reservatório lábil dos nutrientes também aumenta, e esse efeito é mais facilmente detectado em relação ao nitrogênio. Uma forma de avaliar o nitrogênio lábil do solo é por meio de hidrólise alcalina e o método de hidrólise alcalina mais eficiente e rápido é o da destilação direta a vapor (N-DVD). Esse método é considerado uma das mais eficientes e promissoras ferramentas de avaliação da disponibilidade de N para as plantas, mas foi pouco avaliado dentro de sistemas de produção em que há estocagem de carbono e nitrogênio pelo cultivo de plantas de cobertura.

Admite-se que à medida que o cultivo de plantas de cobertura se repete no tempo, as frações lábil e estável da matéria orgânica se complementam e interferem diretamente nos estoques e labilidade do nitrogênio do solo. A grandeza dos ganhos depende da quantidade de matéria seca produzida e da qualidade bioquímica dos resíduos fornecidos pela espécie de planta de cobertura. Assim, parte-se da hipótese que os estoques e as formas lábeis de carbono e nitrogênio aumentam com o cultivo de plantas de cobertura em longo prazo, mas os ganhos são dependentes da espécie cultivada. O objetivo com este trabalho foi avaliar os teores totais, os estoques e a labilidade do carbono e do nitrogênio em área de cultivo de espécies de cobertura em pré-safra de milho, aos 22 anos de adoção do sistema.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Estoques de C e N no solo em função do cultivo de culturas de cobertura

Carbono e nitrogênio são elementos fundamentais para a manutenção da qualidade do solo. O reservatório de carbono do solo é grande e ativo, contendo aproximadamente duas vezes mais carbono que a atmosfera e 2,5 vezes mais que a biota (Anikwe, 2010). Em relação ao nitrogênio, estima-se que o reservatório global desse elemento varia de 133 a 140 Pg nos primeiros 100 cm do solo (Batjes, 1993).

Esses elementos estão diretamente ligados ao processo de transformação de resíduos em matéria orgânica. No entanto, o emprego de técnicas de preparo convencional tem contribuído para perdas significativas dos dois elementos no solo por causa da redução dos reservatórios de matéria orgânica (Bayer et al., 2000). Essas perdas são consequência principalmente do cultivo de culturas anuais repetidas, adubação desequilibrada, monocultura contínua e revolvimento do solo (Islam et al., 2022). Além disso, as mudanças nos estoques de carbono e nitrogênio orgânico do solo são resultado do desbalanço nas formas de entrada de resíduos e perdas por decomposição, erosão e lixiviação (Poeplau e Don, 2014).

A rápida mineralização da matéria orgânica tem gerado grande preocupação no meio científico que busca, através de pesquisas, aumentar o tempo de permanência do carbono no solo através do aumento da produção de biomassa e estabilização da matéria orgânica (Janzen, 2004).

A matéria orgânica funciona como sumidouro potencial de carbono (Grmay et. al., 2008) e nitrogênio no solo (Rillig et al., 2007). Dessa forma, o aumento do sequestro de carbono é crucial para a melhoria da qualidade do solo e para o aumento da produtividade das culturas (Chowudury et al., 2021). Essas melhorias estão atreladas principalmente ao aumento do teor de matéria orgânica que, por sua vez, contribui para formação de agregados, retenção de água, ciclagem de nutrientes e aumento da capacidade de troca de cátions (Weil e Madoff, 2004). Por outro lado, estocar carbono através da matéria orgânica é uma prática que depende de diversos fatores, como condições climáticas, tipo de vegetação, pH, tipo de solo, comunidades microbianas e tipo de manejo.

Em relação aos tipos de manejo, o sistema de plantio direto vem sendo cada vez mais empregado com o objetivo de aumentar a sustentabilidade dos cultivos. Nesse tipo de sistema, o armazenamento de carbono no solo é maior em relação a cultivos convencionais, fato que se deve principalmente ao menor revolvimento do solo e à deposição dos resíduos na camada superficial (Andruschkewitsch et al., 2013). A associação do plantio direto à rotação de culturas com plantas de cobertura, por exemplo, além de aumentar o aporte de resíduos orgânicos, gera acúmulo de nutrientes residuais que podem ser utilizados pela cultura subsequente (Detheridge et al., 2016).

Além disso, as plantas de cobertura contribuem para o controle de plantas daninhas e favorecem a biodiversidade microbiana do solo (Mbuthia et al., 2015). De acordo com Seinju et al. (2015), a adoção de plantas de cobertura em sistemas bem manejados, aumenta o estoque de carbono e nitrogênio, e pode reduzir o potencial de lixiviação de nitrogênio do solo (Seinju et al., 2015) pela conversão de nitrato em N-proteico (Weerasekara et al., 2017).

Dentre as culturas de cobertura, as mais utilizadas nos sistemas usados no Brasil são as leguminosas e as gramíneas. As leguminosas têm maior capacidade de fixar N_2 atmosférico devido a processos simbióticos, que suprem a demanda microbiana e vegetal, ao passo que as gramíneas, por apresentarem maior relação C/N, contribuem mais efetivamente como cobertura e proteção contra a erosão do solo (Tiecher et al., 2016).

As culturas de cobertura podem contribuir de forma significativa para a formação da matéria orgânica pelo depósito de resíduos de parte aérea sobre o solo, e de tecidos e exsudatos radiculares dentro do solo. Culturas de gramíneas como o milheto, além do benefício da grande produção de biomassa de parte aérea, apresentam sistema radicular abundante, profundo, bem distribuído e com constante renovação no perfil do solo, favorecendo a ciclagem de nutrientes e a formação de matéria orgânica (Gonçalves et al., 2006; Veronese et al., 2012).

Por outro lado, as espécies leguminosas como a crotalária e o feijão-de-porco, além de proporcionarem fixação biológica de N_2 , apresentam sistema radicular robusto, que pode auxiliar na descompactação do solo (Rosolem e Garcia, 2016). A mucuna-cinza tem relação C/N relativamente baixa e sua decomposição é rápida

(Ribas et al, 2010). Com isso, esta espécie pode disponibilizar até 130 kg ha⁻¹ de N (Cobo et al., 2002).

Independentemente da espécie de planta cultivada, quando ocorre a senescência, as raízes deixam seus resíduos no solo, que podem ser rapidamente decompostos por microrganismos (Liu et al., 2005; Loss et al., 2011) ou podem permanecer por mais tempo até serem decompostos. Segundo Balesdent e Balabane (1992), o sistema radicular das plantas contribui com a maior parte do C adicionado à matéria orgânica do solo, comparado aos resíduos de parte aérea depositados sobre a superfície. Estudos apontam que o tempo de permanência do C originário de raízes é 2,4 vezes maior que o C derivado de brotações novas da planta. Essa contribuição se deve principalmente a recalcitrância química, proteção físico- química e interação com íons metálicos (Rasse et al., 2005).

Nesse contexto, a implantação de um sistema com plantas de cobertura necessita do conhecimento prévio de algumas características, como a produção de biomassa e a composição bioquímica da espécie (Kuo et al., 1997), visto que o tipo funcional das culturas de cobertura (leguminosas, gramíneas, brássicas ou outras) e sua composição bioquímica, afetam o tempo de permanência do carbono orgânico no solo (Chahal et al., 2020), impactando em sua maior ou menor estabilidade (Zhang et al., 2022).

A qualidade bioquímica do resíduo vegetal regula a atividade e a diversidade microbiana especializada em decompor determinadas moléculas (Cotrufo et al., 2013), que podem ter maior ou menor tempo de decomposição. Segundo Brady e Weil (2013), a ordem crescente para o tempo de decomposição dos constituintes de plantas é a seguinte: açúcares, amido e proteínas simples < proteínas brutas < hemicelulose < celulose < gorduras e ceras < ligninas e compostos fenólicos.

Nesse sentido, o tempo que o resíduo leva para ser totalmente decomposto depende principalmente da relação C/N, e dos teores de lignina, celulose e compostos fenólicos (Waggoner, 1989; Rasse et al., 1996; Chahal e Vaneerd, 2020). Quando a relação C/N é baixa o resíduo é decomposto mais rapidamente, o carbono é mais rapidamente perdido e mais nitrogênio é mineralizado. Em contrapartida, culturas que apresentam relação C/N alta são decompostas mais lentamente, originando produto de maior estabilidade e com menor taxa de mineralização de nitrogênio (Zech et

al., 1997; Trinsoutrot et al., 2000; Contrufo, 2013; Raphael et al., 2016).

De modo geral, a estabilidade do carbono no solo é regulada principalmente pela presença de moléculas mais complexas, como as ligninas (Gentile et al., 2011), que interagem com outras moléculas e formam a fração mais estável da matéria orgânica, as substâncias húmicas.

Tendo em vista que o carbono e o nitrogênio são dois elementos essenciais para a formação da matéria orgânica estável (Stevenson, 1994), a adoção de plantas de cobertura como as leguminosas, têm sido amplamente empregada como forma de auxiliar no estoque de carbono e nitrogênio do solo em sistemas de plantio direto em sucessão ao milho (Carvalho et al., 2014).

Diversos estudos com plantas de cobertura mostram resultados promissores para a estocagem de C e N no solo. Rosolen e Garcia (2016), utilizando plantas de cobertura em sistema de plantio direto em clima tropical verificaram que as gramíneas aumentam os teores de carbono lábil e total em curto prazo. Por outro lado, os mesmos autores observaram que a introdução da crotalária manteve a relação C/N mais baixa, em torno de 10/1, o que seria fundamental para aumentar o teor de matéria orgânica em longo prazo.

A hipótese de Rosolen e Garcia (2016) foi confirmada por Veloso et al. (2018), que avaliaram os efeitos de leguminosas de cobertura no estoque de carbono em plantio direto e observaram que após trinta anos houve aumento de até 35 Mg ha⁻¹ em comparação com o cultivo em preparo convencional. Resultados semelhantes foram obtidos por Thiecher et al. (2020), que após vinte e seis anos do cultivo de leguminosas de inverno observaram que os estoques de carbono e nitrogênio aumentaram 13 e 20%, respectivamente, na camada de 0-20 cm, em relação ao cultivo convencional.

Desta forma, a adoção de culturas de cobertura em sistema de plantio direto parece ser uma ótima estratégia para aumentar os estoques de carbono e nitrogênio do solo, melhorando a fertilidade do solo, aumentando a produtividade das culturas e contribuindo para uma agricultura mais sustentável.

2.2. Plantas de cobertura e labilidade do carbono do solo

A matéria orgânica do solo pode ser dividida em três reservatórios: matéria orgânica lábil, estável e inerte (Strosser, 2010). A matéria orgânica lábil é composta por moléculas de fácil decomposição e é responsável pela rápida liberação de nutrientes para as plantas (Guimarães et al., 2013; Culman, 2013). A matéria orgânica estável é representada pelas substâncias húmicas e é responsável por aumentar a CTC do solo. A fração inerte, por sua vez, é a que se encontra protegida no interior dos agregados e apresenta tempo de meia vida de décadas a séculos (Strosser, 2010).

A limitação nas tomadas de decisão para ações de manejo com base na matéria orgânica total levou muitos pesquisadores a se concentrarem no reservatório lábil da matéria orgânica do solo. Esse reservatório é pequeno, geralmente <20% da matéria orgânica total, mas é de grande importância para a ciclagem de nutrientes, agregação do solo e estoque de carbono (Wander, 2004; Weil e Magdoff, 2004; Schmidt et al., 2011; Culman, 2013).

A matéria orgânica lábil do solo é derivada do carbono da respiração basal, do conteúdo de carbono dos aminoácidos, do carbono da biomassa microbiana, do carbono orgânico particulado, e do carbono oxidável em $K_2Cr_2O_7 + H_2SO_4$ e $KMnO_4$ (Blair et al., 1995; Chan et al., 2001; Rovira e Vallejo, 2002; Rovira e Vallejo, 2007; Kolar et al., 2009).

A fração lábil do carbono extraível do solo é uma medida mais sensível às práticas de manejo, e que se decompõe em semanas a meses e, desse modo, pode ser usada para caracterizar a qualidade dos sistemas de cultivo em curto período de tempo (Cham et al., 2001; Maini et al., 2020), servindo como indicador de degradação do solo ou de suas melhorias em resposta às formas de manejo (Mandal et al., 2011). Essa sensibilidade se deve principalmente à alta taxa de decomposição e ao pouco tempo de residência dessa fração no solo (Haynes, 2005; Souza et al., 2016).

Uma forma de medir a fração lábil do carbono do solo é através da análise do carbono oxidável em permanganato de potássio ($KMnO_4$) a $0,333 \text{ mol L}^{-1}$, conforme método proposto por Blair et al. (1995). Entretanto, Shang e Tiessen (1997) propuseram uma adaptação a este método, usando a concentração de $0,033 \text{ mol L}^{-1}$,

que segundo os autores é suficiente para oxidar todo o carbono da fração lábil. Posteriormente, Weil et al. (2003) estabeleceram que o uso de uma solução ainda mais diluída de KMnO_4 , a $0,02 \text{ mol L}^{-1}$, é suficiente para oxidar formas mais simples de carbono do solo.

As soluções mais diluídas para análise de C lábil em solos tropicais se justificam pelo fato de que essas regiões apresentam fração orgânica com maior labilidade em relação a solos de clima temperado (Shang e Tiessem, 1997; Skjemistad et al., 2006; Rangel et al., 2008). Portanto, em solos tropicais a fração lábil do carbono pode variar mais facilmente em resposta ao tipo de manejo empregado. Assim, as diferentes formas de uso e manejo destes solos interferem de forma mais rápida no estoque de carbono oxidável e, portanto, reduzem o teor de matéria orgânica não humificada (Oliveira et al., 2018). Um estudo feito por Culman et al. (2012), em 53 locais, mostrou que o carbono oxidável em permanganato de potássio apresenta maior sensibilidade a mudanças de manejo ou ambiental em relação ao carbono orgânico do solo (COS), carbono da biomassa microbiana (CBM) e carbono orgânico particulado (COP).

Diversos resultados de pesquisa indicam que o carbono oxidável em permanganato de potássio é o melhor indicador das formas instáveis de carbono orgânico do solo (Souza et al., 2016), e que este ocorre em maior concentração na ausência de preparo convencional do solo (Culman et al., 2012; Awale et al., 2013; Ginakes et al., 2020).

Portanto, a adoção de sistemas conservacionistas como o plantio direto com culturas de cobertura pode ser uma forma de manejo que contribui para aumento significativo no teor de carbono lábil, melhorando a qualidade do solo e a disponibilidade de nitrogênio para as plantas, principalmente por conta da entrada frequente de resíduos.

2.3. Plantas de cobertura e labilidade do nitrogênio do solo

O nitrogênio do solo prevalece em sua maior parte na forma orgânica, podendo chegar a 99% do N total em determinado momento (Stanford e Stevenson, 1982; Roberts et al., 2009). A outra pequena parte encontra-se nas formas de N- NH_4^+ , NO_3^-

e NO_2^- (Alfaia, 2006).

O ciclo global do nitrogênio é comandado principalmente por microrganismos fixadores de nitrogênio, nitrificadores e desnitrificadores (Stein e Klotz, 2016). Por outro lado, os microrganismos decompositores heterotróficos também exercem importante papel para a ciclagem deste nutriente, pois são responsáveis pela transformação dos resíduos orgânicos no solo e mineralização do nitrogênio que é utilizado pelos nitrificadores.

A demanda desses microrganismos por carbono e nitrogênio para formar seus compostos metabólicos faz dos resíduos orgânicos uma fonte importante de suprimento de C e N. No processo de decomposição, parte do carbono contido nos resíduos é liberada na respiração e perdida na forma de CO_2 para a atmosfera, outra parte é utilizada para a síntese de novos compostos microbianos, como aminoácidos, ácidos nucleicos e proteínas microbianas (Wild et al., 2015).

A qualidade dos resíduos orgânicos influencia diretamente a dinâmica do N do solo e a atividade dos microrganismos (Drinkwater et al., 1997). Quando o resíduo é rico em nitrogênio, e a relação C/N é baixa, as necessidades dos microrganismos são supridas e qualquer N extra é liberado (mineralizado) na solução do solo. Ao contrário, quando o resíduo é pobre em N e tem relação C/N alta, as necessidades dos microrganismos não são supridas, e desta forma, estes passam a consumir N-NH_4^+ e NO_3^- da solução do solo (imobilização) (Robertson e Groffman, 2007).

A quantificação do N total do solo pode não refletir mudanças na labilidade desse elemento no solo, principalmente devido às substâncias orgânicas nitrogenadas não estarem prontamente disponíveis para as plantas (Braos et al., 2022). Dessa forma, conhecer a fração potencialmente mineralizável do N de um solo pode auxiliar na tomada de decisão em relação às práticas de adubação nitrogenada.

A disponibilidade de nitrogênio para as culturas é de difícil previsão, pois é dependente de vários fatores, entre eles, as suas formas minerais (amônio e nitrato), formas orgânicas rapidamente mineralizáveis, fatores bióticos e abióticos (Knoepe e Vose, 2007; Ferreira et al., 2014; Veras et al., 2015). O N presente nas fontes orgânicas pode ser mineralizado em NH_4^+ , que por sua vez poderá sofrer oxidação em NO_3^- (Knoepe e Vose, 2007), sendo estas as formas químicas mais absorvidas

pelas plantas.

O N-lábil é uma medida quantitativa de N mineralizável em condições ótimas de temperatura e umidade, que pode servir como base para estimar o N que será disponibilizado durante o ciclo de uma cultura (Maia e Cantarutti, 2003), o qual é regulado pela matéria orgânica do solo e sua fração lábil (Ramires et al., 2016; Martinez et al., 2017). A fração lábil pode representar até 20% do N total do solo. Apesar disso, apenas 9 a 10% desse N tem potencial para ser mineralizado em curto período (Sharifi et al., 2011).

A fração N-lábil se encontra em moléculas simples e que são mais rapidamente degradadas pelos microrganismos, como aminoácidos, peptídeos, proteínas e aminoaçúcares. Dessa forma, a disponibilidade de nitrogênio em curto prazo está restrita a quantidade dessas moléculas presente nos resíduos das plantas, que por sua vez varia de acordo com a espécie. As leguminosas, por exemplo, apresentam maior potencial em relação às gramíneas para disponibilizar N no solo, pois além de realizar a fixação do N_2 atmosférico em formas acessíveis às plantas (Nivalle et al., 2016), apresentam menor relação C/N, sendo decompostas mais rapidamente (Rocha et al., 2020). Dessa forma, a estratégia de manejo adotada em uma área está intimamente ligada com a taxa de mineralização do nitrogênio no solo.

O manejo de rotação de culturas, por exemplo, é uma prática que pode contribuir para o aumento do conteúdo de N-lábil do solo (Giacomini et al., 2003; Beltràn et al., 2018). Segundo Souza e Melo (2000) a rotação entre plantas de cobertura e milho promove aumento em mais de 80% no N mineralizável em sistema de semeadura direta com pousio no inverno, e quase 50% na rotação de culturas entre milho e soja.

A dinâmica do N no solo é bastante complexa, e devido a isto é difícil prever se as necessidades das culturas podem ser atendidas. Ao longo dos anos, o nitrogênio potencialmente mineralizável tem sido quantificado por vários métodos químicos e biológicos (Martinez e Galantini, 2017). Stanford e Smith (1972) estudaram o potencial de mineralização de nitrogênio em 39 solos adotando o método de incubação a 35 °C. Em 2001 houve o surgimento do *Illinois soil nitrogen test* (N-ISNT) (Khan et al., 2001), método que permite avaliar o conteúdo de aminoaçúcares e $N-NH_4^+$, por meio de difusão direta, usando solução de NaOH em câmara de vidro. Anos depois foi

desenvolvido o método de destilação a vapor direta com o objetivo de reduzir o tempo de análise, tornando-se um método alternativo ao N-ISNT (Bushong et al., 2008; Roberts et al., 2009). Apesar da evolução nos métodos, todos continuam em avaliação, exatamente porque ainda não há uma conclusão sobre qual usar para medir a disponibilidade de N. Essa medida é importante para todos os sistemas, mas reveste-se de importância maior para aqueles em que há plantas de cobertura em rotação, aumentando ou diminuindo a labilidade do N.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Clima e solo da área do experimento e da área de referência

O experimento está localizado na Fazenda de Ensino, Pesquisa e Extensão da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV/UNESP), campus de Jaboticabal – SP, a $21^{\circ}15'22''$ de latitude sul e $48^{\circ}16'43''$ de longitude oeste. A área utilizada como referência para o estudo está localizada a cerca de 500 metros da área experimental, a $21^{\circ}14'52''$ de latitude sul e $48^{\circ}16'05''$ de longitude oeste. A localização da área experimental está na Figura 1.

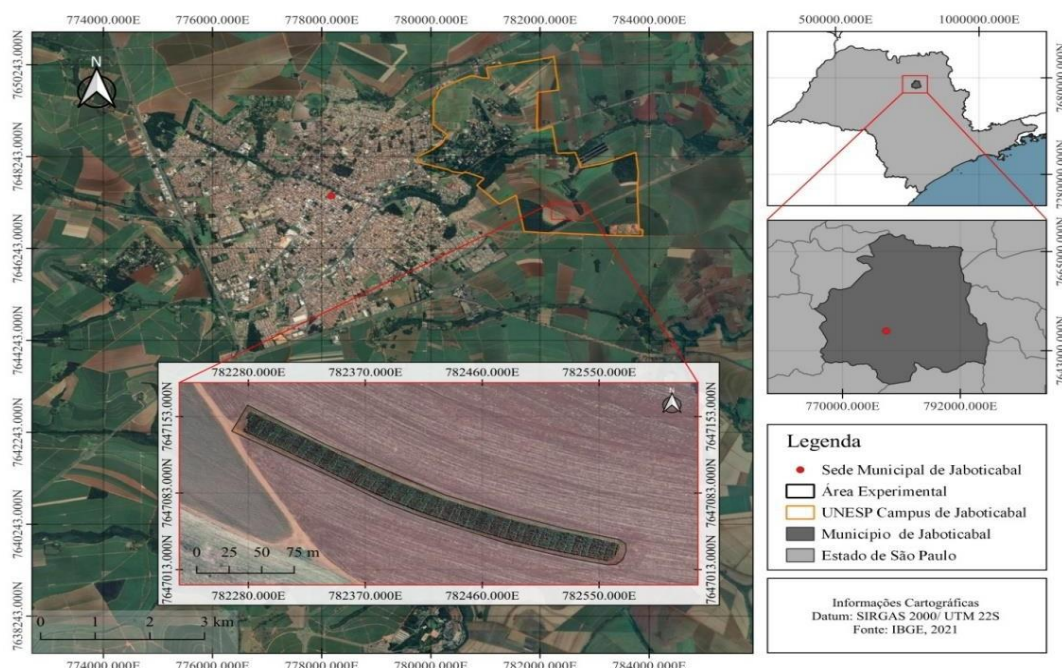


Figura 1. Mapa da localização da área experimental.

O clima do local é do tipo Aw, de acordo com o Sistema Internacional de Classificação de Koppen (ALVARES et al., 2013). A média anual de precipitação é de 1.285 mm, com temperatura média de 22,4°C. Os dados climatológicos observados durante a condução do experimento são apresentados na Figura 2.

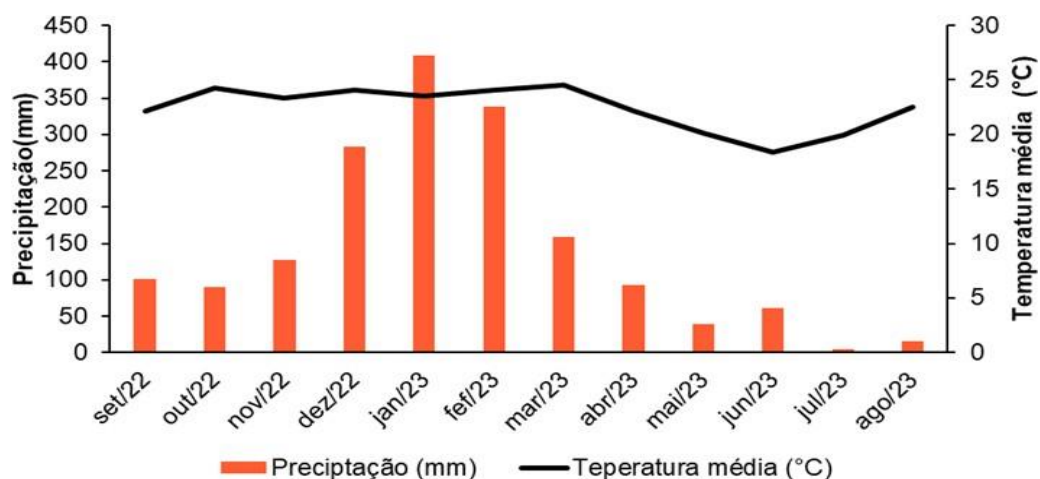


Figura 2. Temperatura média e precipitação pluvial observadas de setembro de 2022 a agosto de 2023. Dados obtidos da estação agroclimatológica da UNESP-Jaboticabal-SP.

O solo é classificado como Latossolo Vermelho distrófico típico de textura argilosa (Andrioli e Centurion, 1999), com 474, 497 e 504 g kg⁻¹ de argila, e 499, 481 e 467 g kg⁻¹ de areia, nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade (Silva, 2018). O teor de carbono orgânico antes da implantação do sistema era de 13, 10 e 9 g kg⁻¹, nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade, respectivamente.

3.2. Histórico da área do experimento

A área do experimento é cultivada em semeadura direta desde a safra 1998/1999. No segundo semestre de 2000, foi instalado experimento combinando plantas de cobertura em pré-safra à cultura do milho e doses de N em adubação de cobertura. Em todos os anos, as plantas de cobertura foram semeadas no início das primeiras chuvas (geralmente nos meses de setembro e outubro), e foram dessecadas quimicamente em torno de sessenta dias após a semeadura, sendo, em seguida,

semeado o milho. Entre a colheita do milho e a próxima semeadura das plantas de cobertura, a área fica em pousio.

3.3.Tratamentos e delineamento experimental

O experimento está instalado em blocos casualizados com parcelas subdivididas, com quatro repetições. Os tratamentos principais são as plantas de cobertura, cultivadas em pré-safra de milho: feijão-de-porco (*Canavalia ensiformis*), mucuna-cinza (*Mucuna cinerea*), milheto (*Pennisetum americanum*), crotalária-júncea (*Crotalaria juncea*) e vegetação espontânea (pousio) (Figura 3). Os tratamentos secundários são quatro doses de N em cobertura na cultura do milho (0, 60, 120 e 180 kg ha⁻¹ de N-ureia). As parcelas têm área total de 126 m² (18 m x 7 m), e as subparcelas 31,5 m² (4,5 m x 7 m). O presente trabalho foi realizado somente nas subparcelas adubadas com 120 kg ha⁻¹ de N, conforme apresentado na Figura 4.

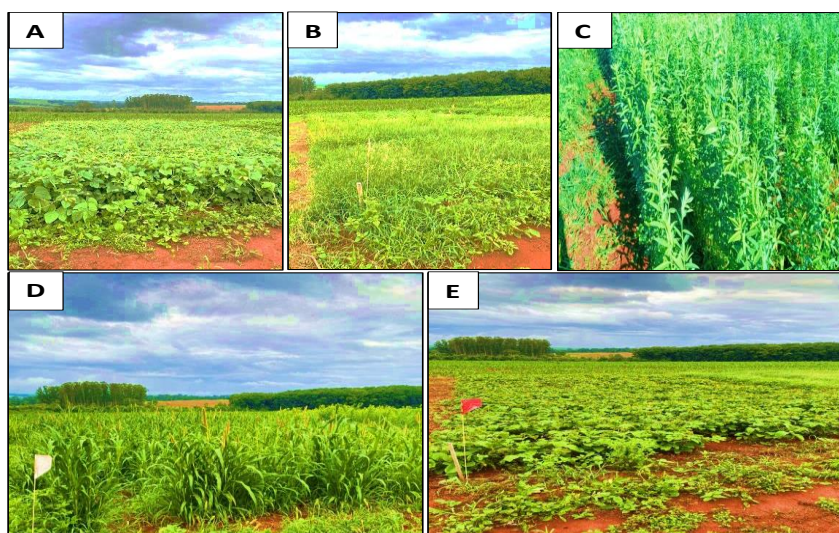


Figura 3. Imagens das plantas de cobertura correspondentes aos tratamentos avaliados na pesquisa. **(A)** mucuna-cinza, **(B)** vegetação espontânea, **(C)** crotalária, **(D)** milheto e **(E)** feijão-de-porco.

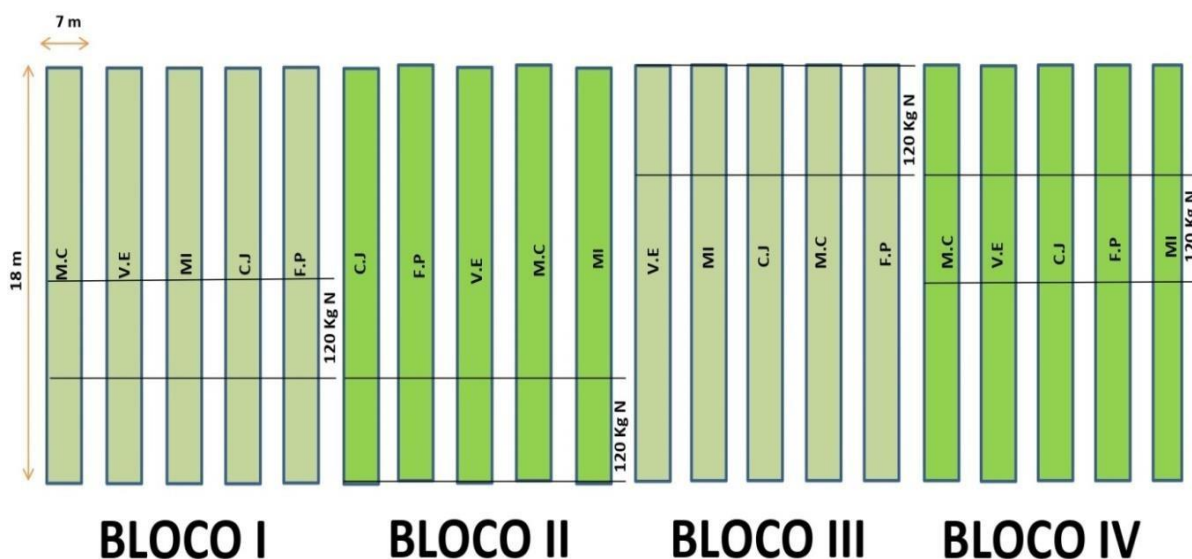


Figura 4. Croqui da área experimental com representação dos tratamentos estudados na safra 2022/2023.

3.4. Instalação e condução do experimento na safra 2022-2023

As plantas de cobertura foram semeadas de forma mecanizada sobre os resíduos das safras anteriores, no dia 30 de setembro de 2022, sem adubação. O espaçamento adotado foi de 0,45 m entrelinhas, com quantidade de 5 sementes por metro linear para o feijão-de-porco e a mucuna-cinza; 86 sementes para o milho e 10 sementes para a crotalária. Após a germinação das espécies de cobertura, a cada 30 dias foram feitas capinas manuais com auxílio de enxada.

No dia 21 de dezembro de 2022, foi feita a coleta das plantas de cobertura com auxílio de quadros metálicos de área conhecida para estimativa da produção de matéria seca por hectare e para realização da análise dos teores de C e N por via seca, usando analisador elementar Leco CN 628, e da composição bromatológica, segundo Van Soest (1994). Os resultados estão na Tabela 1. No dia 7 de janeiro de 2023, foi realizada a dessecação química das plantas de cobertura utilizando a mistura dos herbicidas glyphosate (4 L ha^{-1}) e clethodim ($0,5 \text{ L ha}^{-1}$). Após a dessecação, no dia 16 de janeiro de 2023, foi feita a semeadura do milho em todos os tratamentos, sendo adotado o espaçamento entrelinhas de 0,9 m e entre plantas de 0,30 m, com um total de 37.000 plantas por hectare. Na ocasião da semeadura

foram aplicados no sulco de semeadura 350 kg ha⁻¹ da fórmula 08-28-16+Zn, correspondendo a 28 kg ha⁻¹ de N, 98 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 56 kg ha⁻¹ de K₂O. A adubação de cobertura foi realizada quando as plantas de milho atingiram o estágio V4, 30 dias após a semeadura, com 120 kg ha⁻¹ de N, dos dois lados da linha de semeadura, utilizando como fonte a ureia.

Tabela 1. Teores de C e N e composição bromatológica das plantas de cobertura.

Plantas de cobertura	MS	C	N	Cel.	Hemic.	Lig	C/N	Lig/N
	t ha ⁻¹	-----	-----	-----	%	-----	-----	-----
Mucuna-cinza	2,2	46	3,4	26,4	11,2	7,8	13,5	2,3
Milheto	8,1	45	1,7	30,5	28,9	3,7	26,5	2,1
Crotalária-júncea	6,1	44	3,2	37,7	11,7	7,3	13,7	2,3
Feijão-de-porco	5,1	45	3,3	22,6	10,1	5,8	13,6	1,7
Vegetação espontânea	4,9	44	1,4	31,1	24,9	4,9	31	3,5

MS: matéria seca; C: carbono; N: nitrogênio; Cel: celulose; Hemic: hemicelulose e Lig: lignina.

As amostras de solo foram coletadas aos sessenta dias após a dessecação das plantas de cobertura, nas camadas de 0-5; 5-10; 10-20 e 20-40 cm de profundidade. Foram coletadas dez amostras simples deformadas por parcela, nas entrelinhas da cultura do milho e, do total de subamostras, foi obtida uma amostra composta. Para a coleta das amostras deformadas foi usado trado holandês. Na mesma época também foram coletadas amostras em uma área de mata adjacente, nas mesmas profundidades, para serem usadas como valores de referência.

Após as coletas, as amostras foram secadas ao ar e na sombra; em seguida, passadas em peneira de 2 mm de abertura de malha, homogeneizadas e armazenadas em caixas de papel. De cada amostra foram retirados cerca de 5 cm³, que foram triturados em almofariz, passados em peneira de 100 mesh e armazenados em sacos de plásticos com fechamento zip para análise de N-total. O restante do solo armazenado nas caixas foi usado para caracterização química básica, análise de C total, de C oxidável em permanganato e de N-DVD.

A caracterização química do solo está apresentada na Tabela 2 e os dados foram obtidos empregando os métodos descritos em Raij et al. (2001).

Tabela 2. Atributos químicos do solo coletados em Latossolo Vermelho Distrófico cultivado em plantio direto por vinte e dois anos (safra 2022/2023) e da área de mata nativa usada como referência.

PC ¹	Profundidade	pH CaCl ₂	(H+Al)	K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	CTC	V
	cm			mmol _c dm ⁻³				%
MT	0-5	5,4	47	8,4	92	40	187	75
	5-10	5,5	38	7,3	87	40	172	78
	10-20	5,0	50	4,6	49	26	130	61
	20-40	4,8	42	3,0	31	32	108	61
MC	0-5	4,0	68	2,0	11	4	85	20
	5-10	4,0	68	1,9	6	2	78	13
	10-20	4,1	50	2,4	7	3	62	20
	20-40	4,1	47	2,1	7	2	58	19
MI	0-5	4,7	42	5,2	18	12	77	46
	5-10	4,6	42	4,4	16	7	69	39
	10-20	4,7	38	4,0	16	7	65	42
	20-40	4,7	38	3,6	16	7	65	41
CJ	0-5	4,6	45	4,6	21	10	81	44
	5-10	4,4	47	4,5	14	6	72	34
	10-20	4,4	50	4,4	19	7	80	38
	20-40	4,4	45	3,3	17	6	71	37
FP	0-5	4,5	47	4,7	37	11	100	53
	5-10	4,4	50	3,7	22	7	83	40
	10-20	4,7	42	4,1	29	7	82	49
	20-40	4,8	36	3,3	20	6	65	45
VE	0-5	4,7	42	5,4	19	9	75	44
	5-10	4,5	42	5,1	15	7	69	39
	10-20	4,5	42	4,6	14	7	68	38
	20-40	4,4	40	3,5	11	5	60	33

¹ PC: planta de cobertura, MT: mata, MC: mucuna-cinza, MI: milho, CJ: crotalaria-júncea, FP: feijão-de-porco, VE: vegetação espontânea

Além das amostras deformadas, foram coletadas amostras indeformadas nas mesmas profundidades, com trado e anel volumétrico de 100 cm³ em dois pontos aleatórios por parcela (Rossetti et al., 2012). As amostras indeformadas foram usadas para determinação da densidade global do solo, de acordo com o método descrito em Camargo et al. (2009). As atividades realizadas na fase de campo são apresentadas nas imagens da Figura 5.



Figura 5. Atividades realizadas durante a condução do experimento. (A) semeadura das plantas de cobertura, (B) coleta das plantas de cobertura para análise bromatológica, (C) dessecamento das plantas de cobertura, (D) semeadura do milho, (E) adubação de cobertura do milho e (F) coleta de solo para análise.

3.5. Avaliações

3.5.1. Carbono orgânico total (COT)

O carbono orgânico total foi obtido pelo método colorimétrico descrito por Raij et al. (2001). Inicialmente foram adicionados 1 g de solo em copo de plástico de 100 mL, 10 mL de solução de $\text{Na}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ($0,667 \text{ mol L}^{-1}$) mais H_2SO_4 (5 mol L^{-1}), seguindo-se agitação por 10 min e repouso por 60 minutos. Após o período de repouso foram adicionados 50 mL de água destilada e feita a homogeneização. As amostras foram submetidas a repouso durante uma noite, e no dia seguinte foi feita leitura em espectrofotômetro a 650 nm. Os resultados de carbono orgânico foram obtidos a partir de uma curva-padrão, na qual os teores de C de amostras padrão foram

determinados pelo método proposto por Walkley e Black e também pelo método colorimétrico descrito.

3.5.2. Estoque de carbono

A partir dos dados de COT e da densidade do solo foi calculado o estoque de carbono ($EC \text{ Mg ha}^{-1}$), conforme Carvalho et al. (2009), usando massas equivalentes para cada camada e a área de mata nativa como referência, de acordo com a seguinte equação:

$$Ec = \frac{Cs * Ds * \left(\frac{Dref}{Ds} * e \right)}{10}$$

Em que: Ec (estoque de C, em Mg ha^{-1}), Cs (teor de C orgânico total do solo na profundidade amostrada, em g kg^{-1}), Ds (densidade do solo na profundidade amostrada, em kg dm^{-3}), $Dref$ (densidade do solo na profundidade amostrada na área de referência, em kg dm^{-3}) e e (espessura da camada considerada, em cm).

3.5.3. Carbono orgânico oxidável em permanganato (COxP)

O procedimento adotado para determinação do COxP seguiu a proposta de Weil et al. (2003). Para tubos ou copos com capacidade para 50 mL foram transferidos 2,50 g de solo, aos quais foram adicionados 2 mL de solução de permanganato de potássio a $0,2 \text{ mol L}^{-1}$ (preparada em solução de CaCl_2 1 mol L^{-1} , e com pH ajustado para 7,2 usando solução de NaOH $0,1 \text{ mol L}^{-1}$), e 18 mL de água deionizada. Em seguida, as amostras foram agitadas por exatamente 2 minutos e, posteriormente, mantidas em repouso por exatamente 10 minutos em ambiente escuro. Após o repouso, uma alíquota de 0,5 mL do sobrenadante foi retirada e transferida para tubo de ensaio, ao qual foram adicionados 19,5 mL de água deionizada. O meio foi homogeneizado em agitador tipo vórtex e, em seguida, foi feita a leitura da absorbância em espectrofotômetro com comprimento de onda ajustado a 550 nm. As

determinações foram feitas em conjuntos com, no máximo, 10 amostras, para que o solo não ficasse em contato com a solução de permanganato por período de tempo além do recomendado, visto que a reação ocorre enquanto o solo está em contato com a solução.

A cada dia, antes da realização das análises, foi feita uma curva de calibração que foi usada para a conversão do resultado para mg kg^{-1} de C. Para obter a curva de calibração foram transferidos para balões de 10 mL, 0,25; 0,50; 0,75 e 1 mL de solução de permanganato de potássio a $0,2 \text{ mol L}^{-1}$, obtendo-se concentrações equivalentes a 0,005, 0,010, 0,015 e 0,020 mol L^{-1} de permanganato de potássio. Após esse procedimento foi transferido 0,5 mL de cada solução padrão, mais 19,5 mL de água deionizada, para tubos de ensaio, e foi feita a leitura a 550 nm. As absorbâncias obtidas foram usadas para cálculo da curva padrão.

O COxP é calculado com base na seguinte equação:

$$\text{Cocho} = \frac{[0,02 \text{ mol L}^{-1} - (a + b \times \text{As})] \times (9.000 \text{ mg C mol}^{-1}) \times (0,02 \text{ L solução})}{\text{Massa (kg)}}$$

Em que:

COxP é carbono oxidável em permanganato (mg kg^{-1} de solo);

$0,02 \text{ mol L}^{-1}$ é a concentração inicial da solução de permanganato de potássio;

a é o coeficiente linear ou intercepto da curva padrão;

b é o coeficiente angular da curva padrão;

Abs é a absorbância da amostra;

$9.000 \text{ mg mol}^{-1}$ é a massa assumida de C oxidada por 1 mol de MnO_4^- (Mn^{7+} reduzido a Mn^{4+});

e Massa é a massa de solo da amostra, em quilogramas.

3.5.4. Índice de manejo do carbono (IMC)

A partir do estoque de carbono total e do carbono oxidável em permanganato de potássio, foi calculado o índice de manejo de carbono (IMC), segundo metodologia descrita por Blair et al. (1995). O índice de estoque de carbono foi obtido pela relação do estoque dos tratamentos (ECT) e estoque da área de mata nativa (ECR). A labilidade do carbono dos tratamentos e da área de mata nativa, (LT) e (LR), respectivamente, foi obtida pela relação entre o carbono oxidável em permanganato de potássio (COxP) e o carbono não lábil (CNL) correspondente, e o índice de labilidade (ILB), pela relação da labilidade dos tratamentos (LBT) pela labilidade da área de referência (LBR). A partir desses valores, o índice de manejo do carbono (IMC) foi calculado através da equação: $IEC \times ILB \times 100$.

Para efetuar os cálculos foram necessários, portanto, os teores de COT e COxP da área de mata, que estão na Figura 6.

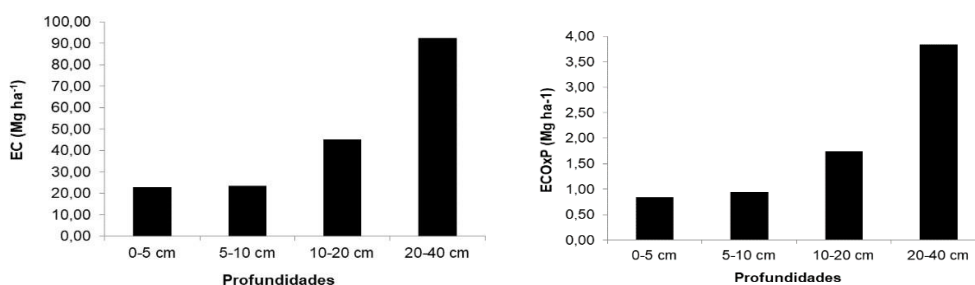


Figura 6. Estoque de carbono total (EC) e de carbono lábil (ECOxP) da área de mata nativa (referência).

3.5.5. Nitrogênio total (NT)

O N total foi obtido conforme Raij et al. (2001). Inicialmente foi pesado 0,1 g de solo passado em peneira de 100 mesh (150 µm), sendo posteriormente transferido para tubo de digestão, no qual foram adicionados 7 mL de mistura digestora (H₂SO₄ concentrado, água deionizada, CuSO₄.5H₂O, SeO₂ e Na₂SO₄). Após digestão a frio por uma noite, foi feita digestão em bloco digestor, iniciando a 80°C por 30 min. A cada 30 min a temperatura foi aumentada em 50 °C até atingir 330°C e, depois que atingiu

330°C, o bloco permaneceu ligado por 60 minutos. Após clareamento e resfriamento o extrato foi transferido para tubo de destilação com auxílio de 20 mL de água deionizada. Em seguida, o tubo foi conectado ao destilador e o extrato foi alcalinizado com 15 mL de solução de NaOH 18 mol L⁻¹. A destilação foi realizada por arraste de vapor, em destilador de Kjeldahl, coletando a amônia em béquer de 50 mL contendo 10 mL de solução de H₃BO₃ 20 g L⁻¹, finalizando a destilação após a coleta de 40 mL de destilado (cerca de 5 min). Após esse procedimento, foi feita a titulação do destilado em titulador automático com solução de H₂SO₄.

3.5.6. Estoque de nitrogênio

A partir dos valores de N total foi calculado o estoque de nitrogênio de acordo com Carvalho et al. (2009), pela seguinte equação.

$$En = \frac{Ns * Ds * \left(\frac{Dref}{Ds} * e \right)}{10}$$

Em que: En, estoque de N, em Mg ha⁻¹; Ns, teor de N total do solo na profundidade amostrada, em g kg⁻¹; Ds, densidade do solo na profundidade amostrada, em kg dm⁻³; Dref, densidade do solo na profundidade amostrada na área de referência, em kg dm⁻³; e, espessura da camada considerada, em cm.

3.5.7. Nitrogênio mineralizável (N-DVD)

O N-DVD foi obtido conforme Roberts et al. (2009). Um grama de solo foi transferido para tubo de vidro com 50 mm de diâmetro interno e 250 mm de altura (tubo macro), o qual foi conectado ao destilador. Em seguida foi feita a adição de 10 mL de solução de NaOH 10 mol L⁻¹. A mistura foi submetida à destilação até obtenção de 35-40 mL do destilado, volume que foi recolhido em 10 mL de solução de H₃BO₃ 20 g L⁻¹. O N-NH₄⁺ foi quantificado por titulação do destilado em titulador automático, usando solução de H₂SO₄.

3.5.8. Forma de análise dos resultados

Os dados foram submetidos à verificação do atendimento aos pressupostos da análise de variância (ANOVA) (normalidade dos resíduos, pelo teste de Levene, e homogeneidade das variâncias, pelo teste de Jarque-Bera). Em seguida, os teores de carbono e de nitrogênio nas formas avaliadas e seus estoques foram submetidos a análise de variância pelo teste F e, em caso de significância, a comparação dos efeitos das plantas de cobertura foi feita pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade. As análises foram feitas utilizando-se o software SpeedStat (SPEED Stat, UFV, Viçosa, Brasil).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1. Teores totais, estoques, carbono oxidável e índice de manejo do carbono

O teor de carbono orgânico total (COT) apresentou diferença significativa em resposta ao cultivo das plantas de cobertura nas camadas de 0-5 cm e 5-10 cm (Tabela 3).

Tabela 3. Valores médios de carbono orgânico total em função das plantas de cobertura nas diferentes camadas.

Planta de cobertura	COT (g kg ⁻¹)			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Mucuna-cinza	15,6 a	13,4 a	10,4	8,0
Milheto	15,2 a	13,3 a	10,5	9,2
Crotalária-júncea	14,1 a	11,7 b	11,5	9,0
Feijão-de-porco	15,3 a	12,5 a	10,5	8,2
Vegetação espontânea	12,1 b	10,7 b	9,9	8,0
Teste F				
Planta de cobertura	5,35 *	8,94 **	1,1 ns	1,49 ns

* ou **: significativo a 5 e 1%, respectivamente e ns: não significativo pelo teste F. Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

O incremento de COT dos tratamentos com cultivo de plantas de cobertura em relação à vegetação espontânea, na camada de 0-5 cm, foi de 28,8%, 26,6% e 25,9%

para mucuna-cinza, feijão-de-porco e milheto, respectivamente. Na camada de 5-10 cm os aumentos foram de 25%, 24% e 16,2% no teor de COT com o cultivo de mucuna-cinza, milheto e feijão-de-porco, em relação a vegetação espontânea.

Apesar da menor produção de matéria seca (Tabela 1) na sucessão mucuna-cinza/milho, observa-se uma tendência de ganhos maiores de COT em relação à sucessão milheto/milho, feijão-de-porco/milho e crotalária/milho nas duas camadas superficiais (Tabela 3). Isso é um indicativo de que o acúmulo de C no solo não se associa apenas a entrada de resíduos, mas também à sua qualidade bioquímica. A variação na composição bioquímica das espécies de cobertura afeta de forma diferente o acúmulo de COT no solo em curto e médio prazos, ou seja, aquelas que apresentam maior teor de moléculas resistentes em sua composição, como lignina e celulose, por exemplo, tendem a contribuir mais eficientemente para formação da matéria orgânica estável do que aquelas em que predominam moléculas menos recalcitrantes (Zhang et al., 2022).

O maior teor de lignina observado para mucuna-cinza, feijão-de-porco e crotalária (Tabela 1) explica o maior teor de COT em relação a vegetação espontânea, visto que lignina é um componente de planta altamente recalcitrante e, devido ao alto grau de aromaticidade, tem relação íntima com a síntese de substâncias húmicas (Stevenson, 1994; Talbot et al., 2012a). Segundo Talbot et al. (2012b), à medida que ocorre a despolimerização da lignina, tendem a surgir monômeros mais resistentes à decomposição que, ao mesmo tempo interagem com outras moléculas, partículas de solo e compostos microbianos, aumentando a estabilidade e o tempo de permanência do carbono no solo.

O milheto apresentou maior relação C/N (26/1) em relação a mucuna-cinza, crotalária e feijão-de-porco e o menor percentual de lignina (3,7%) (Tabela 1). No entanto, apesar da alta relação C/N indicar decomposição mais lenta, quando o teor de lignina do resíduo é baixo e vem associado ao fornecimento de N, a taxa de decomposição aumenta (Carvalho et al., 2008). Dessa forma, provavelmente o fornecimento de N no plantio e em cobertura para o milho, associado a precipitação ocorrida nos meses de janeiro e fevereiro (Figura 2), contribuíram para acelerar a decomposição dos resíduos do milheto, que apesar da maior produção de fitomassa, resultou em acúmulo de COT semelhante ao das leguminosas na época da coleta.

Resultados semelhantes ao desta pesquisa foram obtidos por Terçariol (2020) na mesma área experimental, vinte anos após a implantação do sistema, ou seja, o tratamento mucuna-cinza apresentou significância nos teores de COT de 0-10 cm de profundidade em relação a vegetação espontânea, sem diferir do milho e do feijão-de-porco. Em contrapartida, Silva (2022) encontrou resultados diferentes estudando as mesmas culturas de cobertura em sucessão ao milho, sendo observada significância apenas das sucessões mucuna-cinza/milho e feijão-de-porco/milho em relação a vegetação espontânea, de 0-5 cm.

Apesar das características intrínsecas de cada espécie, de modo geral a rotação de culturas com leguminosas apresenta maior potencial para acumular carbono no solo (Kumar et al., 2018). A fixação de nitrogênio realizada pelas culturas leguminosas contribui para melhorar a atividade dos microrganismos e o efeito residual de N para a cultura seguinte, favorecendo o ganho de fitomassa e, consequentemente, aumentando a entrada de carbono, principalmente nas camadas superficiais do solo (Raphael et al., 2016). Além disso, a quantidade de frações solúveis de N presentes nas leguminosas pode melhorar a eficiência dos microrganismos, resultando em aumento do COT do solo (Contrufo et al., 2013).

Além do efeito causado pelos resíduos das plantas de cobertura em superfície, o sistema radicular é de grande importância para aumentar o carbono orgânico do solo. As raízes das plantas liberam diversas substâncias resultantes da atividade fotossintética, os exsudatos radiculares. Segundo Panchal et al. (2022), os exsudatos podem funcionar como uma fonte adicional de carbono orgânico para o solo, que em longo prazo pode fazer interações com produtos da síntese microbiana, fragmentos de plantas, minerais e partículas do solo, adquirindo estabilidade e contribuindo para o aumento do COT. Somado a isso, os resíduos de raízes mortas provavelmente contribuíram para o armazenamento de COT, principalmente aqueles que ficam protegidos no interior dos agregados.

Houve diferença no estoque de carbono (EC) das culturas de cobertura em relação a vegetação espontânea nas camadas de 0-5 cm e 5-10 cm. Nas camadas mais profundas, de 10-20 cm e 20-40 cm, e no acumulado de 0-40 cm, não houve diferença entre as plantas de cobertura (Tabela 4).

Tabela 4. Estoque médio de carbono nas camadas de solo em função do cultivo de plantas de cobertura.

Planta de cobertura	EC (Mg ha ⁻¹)				
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	0-40 cm
Mucuna-cinza	6,6 a	6,8 a	12,3	23,6	49,25
Milheto	6,5 a	6,7 a	12,4	27,1	52,76
Crotalária-júncea	6,0 a	5,9 b	13,6	26,5	51,97
Feijão-de-porco	6,5 a	6,3 a	12,4	24,1	49,40
Vegetação espontânea	5,1 b	5,4 b	11,7	23,7	45,94
Teste F					
Planta de cobertura	5,35 *	8,94 **	1,1 ns	1,23 ns	1,57 ns

* e **: significativo a 5 e 1%, respectivamente e ns: não significativo pelo teste F. Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

Na camada de 0-5 cm observa-se que, com exceção da crotalária, as plantas de cobertura resultaram em estoques de carbono maiores do que a vegetação espontânea. Na profundidade de 5-10 cm os estoques obtidos com a mucuna-cinza, o milheto e o feijão-de-porco foram maiores do que com a vegetação espontânea, porém o milheto e o feijão-de-porco não diferiram da crotalária. Levando em conta o estoque de 0-40 cm, observa-se ganho de 6,8, 6,0, 3,5 e 3,3 Mg ha⁻¹ para milheto, crotalária, feijão-de-porco e mucuna-cinza, em relação a vegetação espontânea, respectivamente.

Esse resultado indica que a introdução de culturas de cobertura em sucessão ao cultivo de milho está levando ao aumento do sequestro de carbono, o que provavelmente contribuiu com a redução da emissão de CO₂ ao longo dos anos de cultivo. Por outro lado, a não significância entre os tratamentos, quando comparada a camada de 0-40 cm, se deve principalmente ao pequeno efeito dos cultivos nas camadas de 10-20 e 20-40 cm, evidenciando que o aumento do EC em camadas mais profundas é mais lento em relação às camadas superficiais, apesar da entrada de raízes e do seu papel relevante na formação da matéria orgânica do solo.

O aumento no estoque de C devido ao cultivo de plantas de cobertura em sistema de plantio direto, já havia sido relatado anteriormente (Olson et al., 2014; Veloso et al., 2018). A diferença no EC observada entre as culturas de cobertura nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm) é resultado da entrada diversificada de resíduos produzidos pelas diferentes plantas de cobertura e do não revolvimento do solo ao longo dos 22 anos do cultivo de milho, que resultou no armazenamento de COT

nessas camadas, conforme relatado por Mary et al. (2020) em experimento de 47 anos. Resultados semelhantes foram obtidos por Carlos et al. (2023), que observaram que o cultivo prolongado de plantas de cobertura aumentou o EC nas camadas superficiais do solo em comparação a vegetação espontânea, não havendo diferença significativa entre as culturas de cobertura na camada de 20-40 cm.

Os estoques de carbono observados para mucuna-cinza, feijão-de-porco e milho na camada de 0-10 cm (Tabela 4), provavelmente se devem a qualidade bioquímica dos resíduos, como já mencionado, mas também a contribuição de raízes mortas e exsudatos radiculares, além do aumento da necromassa microbiana provocado pela adição desses resíduos, que pode ter contribuído para o ganho de COT em longo prazo (Liang et al., 2011; Landoni et al., 2015).

Observa-se que os estoques de carbono total (EC) da área de mata (Figura 6) foi muito maior do que dos tratamentos analisados (Tabela 4). Isso indica que ocorreram perdas de carbono quando a área foi cultivada em sistema convencional. Por outro lado, os teores de carbono orgânico total (COT) em 2000, ano de implantação do sistema plantio direto, foi de 13, 10 e 9 g kg⁻¹ nas camadas 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm de profundidade (Silva, 2022). A comparação desses dados com os obtidos na safra 2022/2023 para as mesmas camadas (Tabela 3), indica que houve aumento da qualidade do solo com a introdução de culturas de cobertura.

O N fixado anualmente pelas leguminosas aumentou a atividade microbiana e contribuiu para acelerar a decomposição dos resíduos da palhada do milho que, por apresentar alto teor de lignina em sua composição, favoreceu a humificação, aumentando o tempo de meia vida do C no solo. Por outro lado, o estoque de C observado no cultivo de milho se deve ao efeito do aporte de biomassa, juntamente com a ciclagem de N de camadas mais profundas e efeito da adubação de cobertura. De modo geral, sistemas conservacionistas, como o plantio direto, tem potencial para reduzir a emissão de CO₂ para a atmosfera, visto que são fornecedores de resíduos em superfície, que se decompõem lentamente e fazem interação com a fração mineral, o que permite aumentar o carbono orgânico do solo (Bayer et al., 2000; Carvalho et al., 2009).

A fração estável da matéria orgânica é composta principalmente pelas substâncias húmicas, as quais compõem de 80 a 90% da matéria orgânica do solo e

apresentam alto grau de estabilidade (Mendonça e Matos, 2005; Rosa et al., 2017). Desse modo, é possível inferir que a diferença no EC observada entre as culturas de cobertura aos 22 anos de cultivo se deve principalmente ao aumento dessa fração da MOS. Em estudo feito por Zhang et al. (2018) no Nordeste da China, foi demonstrado que o cultivo contínuo de milho em sistema plantio direto aumenta a agregação do solo e o armazenamento de carbono. Essa mudança na estrutura do solo com formação de macro e microagregados provocada pelo aumento da matéria orgânica ao longo dos ciclos de cultivo, provavelmente contribuiu para diminuir as perdas de carbono, aumentando sua permanência no solo, como já foi relatado por Six et al. (2002) e Birmuler et al. (2016).

O teor de carbono orgânico oxidável em KMnO_4 (COxP) foi alterado de modo significativo pelo cultivo das plantas de cobertura dentro de todas as profundidades analisadas (Tabela 5).

Tabela 5. Teor de carbono orgânico oxidável em KMnO_4 nas diferentes camadas de solo em função do cultivo de plantas de cobertura em diferentes profundidades.

Planta de cobertura	COxP (mg kg^{-1})			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Mucuna-cinza	1027,4 a	815,6 a	662,9 a	441,8 b
Milheto	1013,3 a	796,1 a	638,0 a	513,4 a
Crotalária-júncea	914,7 a	796,1 a	701,0 a	531,3 a
Feijão-de-porco	769,2 b	654,1 b	587,5 b	402,5 b
Vegetação espontânea	833,6 b	580,7 b	527,9 b	419,0 b
Teste F				
Planta de cobertura	9,33 **	13,91 **	6,62**	10,48**

* e **: significativo a 5 e 1%, respectivamente e ns: não significativo pelo teste F. Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

A mucuna-cinza, o milheto e a crotalária apresentaram valores maiores e significativos em relação à vegetação espontânea e ao feijão-de-porco na camada de 0-10 cm de profundidade. O feijão-de-porco foi a cultura de cobertura que apresentou o pior resultado para COxP, sendo semelhante a vegetação espontânea. Na camada de 20-40 cm a crotalária e o milheto foram iguais e significativos em relação aos demais tratamentos.

O incremento de COxP observado para mucuna-cinza, milho e crotalaria em relação a vegetação espontânea, até 20 cm de profundidade, foi de 29%, 26% e 23%, respectivamente. Assim como observado para o carbono total, este resultado não foi diretamente proporcional à entrada de fitomassa em superfície (Tabela 1).

Os teores de COxP dentro do COT de 0 a 5 cm, representaram: 7,2%, 6,9%, 6,75%, 6,0% e 5,03% para milho, vegetação espontânea, mucuna-cinza, crotalaria e feijão-de-porco. Esses valores se enquadram nos padrões citados na literatura, ou seja, a matéria orgânica lábil equivale a menos que 20% do carbono total (Wander, 2004; Weil e Magdoff, 2004; Schmidt, 2011).

A mucuna-cinza apresentou baixa relação C/N, em torno de 13/1 (Tabela 1). Desta forma, apesar da baixa contribuição de resíduos, a quantidade de material de rápida decomposição que entrou foi suficiente para elevar o COxP em relação às outras espécies. Para o milho e a crotalaria, a maior quantidade de resíduos produzida provavelmente compensou a maior relação C/N, o que resultou em valores similares ao da mucuna-cinza.

A relação C/N é inversamente proporcional à labilidade dos compostos presentes nos restos culturais (Acosta et al., 2014), ou seja, ela diminui à medida que a quantidade de moléculas mais simples como aminoácidos, proteínas e carboidratos dos resíduos aumentam. Resíduos que apresentam grande conteúdo de compostos orgânicos solúveis e nutrientes estimulam a atividade microbiana e o anabolismo, com isso aumenta a biomassa microbiana, os resíduos e compostos microbianos (Cotrufo et al., 2013).

O baixo teor de COxP obtido para feijão-de-porco provavelmente se deve ao fato de que essa espécie apresenta massa expressiva de folhas em relação a sua biomassa total, que pode chegar a 72% da sua matéria seca (Tiecher, 2016). Como as folhas são compostas por grandes quantidades de moléculas de rápida decomposição e apresentam baixa relação C/N, pode ter havido perda acelerada de carbono devido a respiração dos microrganismos. Além disso, o feijão-de-porco apresenta sistema radicular com alta relação C/N (45/1) (Maruyama, 2017), resultando em menor contribuição dos resíduos de raízes na fração lábil do carbono do solo. Resultados diferentes ao desta pesquisa foram obtidos por Perrone et al. (2002), no qual não foram observadas diferenças no teor de COxP entre culturas

leguminosas.

Os valores significativos obtidos para crotalária e milho em relação aos outros tratamentos na camada de 20-40 cm se devem a maior profundidade do sistema radicular e maior renovação de raízes, com possibilidade de excreção de maior quantidade de exsudatos de baixo peso molecular como aminoácidos e açúcares (Wallandino et al., 2005) nessa camada, o que provavelmente elevou o teor de COxP em relação ao feijão-de-porco, mucuna-cinza e vegetação espontânea.

Um estudo recente feito por Svedin et al. (2023) para determinar indicadores de qualidade do solo ligados à produção de milho, mostrou que o carbono oxidável em permanganato de potássio apresentou correlação positiva com os índices de produção. Apesar de o presente estudo mostrar o efeito somente no solo, a diferença significativa da mucuna-cinza, milho e crotalária em relação a vegetação espontânea é um indicativo de que a introdução dessas culturas em pré-cultivo de milho pode contribuir para um efeito positivo na produtividade.

O índice de manejo do carbono (IMC) foi influenciado pelo cultivo de plantas de cobertura em todas as camadas analisadas (Tabela 6).

Tabela 6. Índice de manejo do carbono (IMC) em diferentes profundidades em resposta às culturas de cobertura.

Planta de cobertura	IMC			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Mucuna-cinza	54,0 a	44,5 a	46,2 a	34,5
Milho	53,3 a	44,0 a	44,4 a	37,1
Crotalária-júncea	48,0 a	42,2 a	48,7 a	41,6
Feijão-de-porco	39,8 b	35,4 b	40,6 b	33,3
Vegetação espontânea	44,0 b	31,5 b	39,4 b	32,6
Teste F				
Planta de cobertura	9,55**	13,91 **	6,74**	3,38 *

“ * e ** ”: significativo a 5 e 1%, respectivamente e ns: não significativo pelo teste F. Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade.

A mucuna-cinza, o milho e a crotalária apresentaram aumentos no IMC de 23%, 21% e 9% na camada de 0-5 cm, 41%, 40% e 33% na camada de 5-10 cm e 17%, 12% e 24% na camada de 10-20 cm, respectivamente, em relação a vegetação espontânea. Os resultados mostram que o cultivo de culturas de cobertura em pré-

safrá ao cultivo de milho é um manejo que apresenta ganho de qualidade em relação a vegetação espontânea até 20 cm de profundidade. Este resultado se deve a maior influência do manejo nessas camadas, visto que é onde ocorre a maior deposição de resíduos de parte aérea e raízes.

O aumento na qualidade do solo com o uso de leguminosas baseado no IMC, em sistema plantio direto, foi relatado por Vieira et al. (2007) em um Acrisol subtropical, o que foi atribuído à maior entrada de resíduos devido ao efeito residual do N para a cultura subsequente. Apesar disso, os resultados desta pesquisa mostram que há variação de resultados entre as culturas leguminosas, visto que o feijão-de-porco não diferiu da vegetação espontânea. Além disso, esta pesquisa mostra que a melhoria da qualidade do solo não é restrita à introdução de leguminosas nas áreas de cultivo, visto que o milho também resultou em ganho no valor do IMC.

Os resultados obtidos para mucuna-cinza, milho e crotalária é reflexo dos maiores teores de COxP (Tabela 5) e de COT (Tabela 1). A não significância do feijão-de-porco em relação a vegetação espontânea nas camadas de 0-5 e 5-10 cm se deve ao baixo teor de COxP (Tabela 5), indicando que a qualidade da matéria orgânica não se restringe apenas às melhorias proporcionadas pela fração estável (aumento de CTC, armazenamento de C e N etc), mas também na disponibilidade de nutrientes durante o ciclo da cultura, proporcionado pela fração lábil.

4.2. Teores totais, estoques e nitrogênio mineralizável

Houve efeito significativo das plantas de cobertura no teor de nitrogênio total (NT) em todas as profundidades analisadas (Tabela 7).

A mucuna-cinza e o feijão-de-porco apresentaram teores de NT semelhantes e maiores 65% e 49%, respectivamente, em relação à vegetação espontânea, na camada de 0-5 cm. Na camada de 5-10 cm a mucuna-cinza resultou em maior NT em relação à vegetação espontânea e ao milho, com incrementos de 56% e 34,7%, respectivamente. Na camada de 10-20 cm a mucuna-cinza e a crotalária apresentaram teor de NT igual ou maior às demais plantas de cobertura, exceto ao feijão-de-porco, que foi semelhante ao milho e à vegetação espontânea. Na camada de 20-40 cm a mucuna-cinza, o milho, a crotalária e o feijão-de-porco apresentaram

resultados semelhantes, porém, não houve significância da mucuna-cinza e do feijão-de-porco em relação à vegetação espontânea.

Tabela 7. Teor de nitrogênio total nas camadas de solo em função das plantas de cobertura.

Planta de cobertura	NT (g kg ⁻¹)			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Mucuna-cinza	1,5 a	1,3 a	1,0 a	0,6 b
Milheto	1,1 c	0,9 c	0,8 b	0,7 a
Crotalária-júncea	1,1 c	1,1 b	1,0 a	0,8 a
Feijão-de-porco	1,4 b	1,1 b	0,8 b	0,7 a
Vegetação espontânea	0,9 d	0,8 d	0,7 b	0,5 b
Teste F				
Planta de cobertura	29,1 **	16,1 **	7,0 **	6,0**

” * e ** “: significativo a 5 e 1%, respectivamente e ns: não significativo pelo teste F. Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

Com base nos resultados apresentados na Tabela 7, é notório que as culturas leguminosas influenciaram no teor de NT até 20 cm de profundidade, evidenciando a eficiência dessas culturas em fixar N₂ e estocá-lo, o que provavelmente se deve a maior quantidade de moléculas nitrogenadas, como proteínas, aminoácidos e ácidos nucleicos.

O N extra fixado pelas leguminosas favoreceu a atividade dos microrganismos e a transformação dos resíduos em COT, contribuindo para a formação da MOS e, consequentemente, aumentando o reservatório de N nos tratamentos mucuna-cinza, feijão-de-porco e crotalária até 20 cm de profundidade. As leguminosas, de modo geral, apresentam taxa de decomposição mais alta do que as gramíneas devido a baixa relação C/N (Torres et al., 2005; Veras et al., 2016), e a entrada dessa biomassa ao longo dos ciclos de cultivo aumentou a atividade e a diversidade dos microrganismos, favorecendo a formação de matéria orgânica estável e aumentando o NT do solo em relação a vegetação espontânea. Segundo Tuan et al. (2015), o cultivo mínimo de milho associado a rotação com culturas leguminosas, somado a regulação e a conservação da matéria orgânica, favorecem o aumento do NT e a redução da lixiviação de N do solo, o que explica os maiores teores encontrados nas camadas superficiais.

No caso do milheto, a maior profundidade de seu sistema radicular

provavelmente favoreceu a absorção de N lixiviado das adubações ao longo dos ciclos de cultivo, o que permitiu a incorporação de N em sua biomassa e resultou em valor de NT semelhante à crotalária na camada de 0-5 cm e crotalária e feijão-de-porco de 5-10 cm. Segundo Crusciol e Soratto (2009), o milho pode reciclar até 13,9 kg ha⁻¹ de nitrogênio a cada tonelada de massa seca produzida, e em sua palhada pode conter até 122 kg ha⁻¹ de N (Boer et al., 2007).

De modo geral, o teor de NT observado para todos os tratamentos seguiu a mesma tendência do COT, reduzindo com o aumento da profundidade, embora não tenha sido feita a comparação entre camadas. A semelhança estatística observada entre as culturas de cobertura na camada de 20-40 cm é um indicativo de que apesar da idade do sistema, há pouca influência nas camadas mais profundas, devido à menor adição de carbono orgânico. Por outro lado, a significância do milho e da crotalária em relação a vegetação espontânea provavelmente se deve ao maior percentual de raízes destas espécies que atinge esta camada, o que favoreceu aumento da matéria orgânica e a retenção de N, visto que os maiores EC foram observados para essas culturas nessa camada.

O estoque de nitrogênio (EN) aumentou de modo significativo em resposta às plantas de cobertura nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, e no acumulado de 0-40 cm de profundidade (Tabela 8).

Tabela 8. Estoque médio de nitrogênio nas camadas de solo em função do cultivo de plantas de cobertura.

Planta de cobertura	EN (Mg ha ⁻¹)				
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm	0-40 cm
Mucuna-cinza	0,6 a	0,6 a	1,2 a	1,9 b	4,3 a
Milho	0,5 b	0,5 c	0,9 b	2,2 a	4,1 a
Crotalária-júncea	0,5 b	0,6 b	1,1 a	2,3 a	4,5 a
Feijão-de-porco	0,6 a	0,6 b	1,0 b	2,1 a	4,2 a
Vegetação espontânea	0,4 c	0,4 d	0,9 b	1,6 b	3,4 b
Teste F					
Planta de cobertura	18,5 **	16,1 **	6,9 **	6,0 **	11,1 **

* e **: significativo a 5 e 1%, respectivamente e ns: não significativo pelo teste F. Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Scott-Knott a 5% de probabilidade.

A mucuna-cinza e o feijão-de-porco foram as leguminosas que apresentaram os maiores valores de EN na camada de 0-5 cm, porém, o feijão-de-porco não resultou

em maior EN que a crotalária. Quando avaliado o EN na camada de 5-10 cm o milho foi a única planta de cobertura com efeito similar a vegetação espontânea. Contudo, observa-se que a mucuna-cinza apresentou EN 56% e 33% maior que a vegetação espontânea e o milho, respectivamente. De 10-20 cm, observou-se semelhança entre mucuna-cinza, crotalária e feijão-de-porco, porém, o feijão-de-porco não resultou em maior EN que a vegetação espontânea e o milho. Na camada de 20-40 cm apenas os tratamentos crotalária e milho resultaram em maior EN, em relação à vegetação espontânea. Quando considerado o estoque de nitrogênio de 0-40 cm, as culturas de cobertura foram semelhantes entre si na capacidade de estocar N e todas resultaram em estoques maiores do que a vegetação espontânea, mas maiores incrementos foram observados para as leguminosas: 33,0, 28,0 e 25,5% para crotalária, mucuna-cinza e feijão-de-porco, respectivamente.

De modo geral houve variações no estoque de nitrogênio ao longo da profundidade avaliada, o que é natural devido à dinâmica desse elemento no solo. Os maiores incrementos no estoque de nitrogênio para a mucuna-cinza, o feijão-de-porco e a crotalária, em especial nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, são decorrentes da eficiência dessas culturas em fixar N_2 atmosférico, como já citado, e ao acúmulo da matéria orgânica nessas camadas provocada pela adição anual de resíduos.

As leguminosas, além da capacidade de fixar N_2 atmosférico, também melhoram a ciclagem de nutrientes e o acúmulo de matéria orgânica em longo prazo (Marriott e Wander, 2006; Lynch, 2015). Esse processo reduziu as perdas de N através da sua incorporação em compostos de carbono ao longo dos ciclos de cultivo, feita pela transformação de microrganismos, o que contribuiu para o aumento do EN nestes tratamentos (Jantália et al., 2003).

Outro fator que provavelmente contribuiu para o aumento no EN foi a estabilização das proteínas, visto que as leguminosas são ricas nessas moléculas. Segundo Rillig et al. (2007), durante a decomposição dos resíduos vegetais e microbianos do solo, uma quantidade significativa de proteínas intactas entra no sistema, e com o tempo se estabilizam contra a degradação microbiana. Um estudo feito por Bayer et al. (2003) em um Latossolo Vermelho distrófico mostrou que as sucessões mucuna-cinza/milho e feijão-de-porco/milho estocaram mais nitrogênio em relação ao cultivo de milho e soja/milho na profundidade de 0-20 cm, com 5,09 e 5,1

Mg ha⁻¹ de N, respectivamente, o que reforça o potencial dessas culturas para agregar qualidade ao solo.

O maior EN observado na camada de 20-40 cm para crotalária e milho se deve ao maior estoque de carbono obtido nestes tratamentos (Tabela 4), que apesar de não ter apresentado significância para C, foi suficiente para ocasionar diferença estatística para N, por conta da formação da matéria orgânica. O nitrogênio do solo encontra-se em sua maior parte na forma orgânica, o que torna pertinente correlacionar o teor de matéria orgânica com o nitrogênio total do solo. No entanto, ocorre variação na composição da matéria orgânica formada pelos diferentes resíduos de plantas, o que resulta na variação da relação C/N. Isso explica porque o milho, apesar de ter sido uma das culturas que apresentou maior estoque de carbono, ao mesmo tempo resultou em menor estoque de nitrogênio.

A superioridade de todas as culturas de cobertura em relação a vegetação espontânea no EN acumulado de 0-40 cm de profundidade mostra a eficiência dessas culturas em fixar e reciclar nitrogênio no solo. No entanto, os maiores valores de EN observados para as culturas leguminosas, demonstram a eficiência e a importância da adoção dessas espécies como adubos verdes em sistemas de cultivo, uma vez que associado ao aumento do EN tem-se redução das perdas de N por lixiviação e por volatilização na forma de gases do efeito estufa, como o óxido nitroso (N₂O).

Houve significância no teor de nitrogênio obtido por destilação direta a vapor (N-DVD) entre as plantas de cobertura nas camadas de 0-5 cm e 5-10 cm de profundidade (Tabela 9).

Tabela 9. Teor de nitrogênio obtido por destilação direta a vapor nas camadas de solo em função do cultivo de plantas de cobertura

Planta de cobertura	N-DVD (mg kg ⁻¹)			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
Mucuna-cinza	156,7 a	128,6 a	109,6	95,8
Milho	146,8 a	116,4 a	100,9	89,6
Crotalária-júncea	130,7 a	111,6 a	114,9	101,9
Feijão-de-porco	144,9 a	132,9 a	115,8	96,9
Vegetação espontânea	93,5 b	88,0 b	87,3	90,9
Teste F				
Planta de cobertura	9,59 **	5,52 **	3,43 ns	1,22 ns

* e **: significativo a 5 e 1%, respectivamente e ns: não significativo pelo teste F. Médias seguidas de mesma letra em cada coluna não diferem entre si pelo teste de Skott-Knott a 5%

Todas as plantas de cobertura apresentaram teores de N-DVD semelhantes e maiores em relação à vegetação espontânea na camada de 0-5 cm de profundidade. Na camada de 5-10 cm, por outro lado, apenas a mucuna e o feijão-de-porco resultaram em teores maiores do que a vegetação espontânea. Os resultados obtidos para esta variável refletem a entrada de resíduos de rápida decomposição e com baixa relação C/N, provavelmente devido à contribuição da folhagem. Resultados semelhantes foram encontrados por Terçariol (2020), em que tanto as plantas leguminosas quanto o milho foram mais eficientes no aumento do N-DVD do que a vegetação espontânea.

O aumento do N-DVD com o cultivo das plantas de cobertura variou entre 46,1 e 67,6% na camada de 0-5 cm e entre 39,75 e 55,0% na camada de 5-10 cm. Nos extremos dos intervalos estão a crotalária e a mucuna, respectivamente. Além disso, foi observado na camada de 0-5 cm que os valores de N-DVD dentro do NT foram de 12,8%, 11,4%, 10,6%, 10,5% e 9,5% para milho, crotalária, feijão-de-porco, mucuna-cinza e vegetação espontânea, respectivamente. Um estudo feito por Souza et al. (2000), com plantio de milho sob diferentes sistemas de cultivo, mostrou que a rotação de culturas aumentou o N potencialmente mineralizável, especialmente na camada de 0-5 cm.

O N proveniente da fixação biológica pelas leguminosas e o N reciclado pelo milho possivelmente contribuíram para o aumento da biomassa microbiana do solo e diminuição da relação C/N, o que pode ter propiciado a decomposição de uma parte da fração estável e a imobilização de moléculas nitrogenadas. Esse aumento da biomassa microbiana provavelmente influenciou no N-DVD do solo, visto que a biomassa microbiana em cultivo com leguminosas pode apresentar até 60% do N mineralizável até 200 dias após a adição dos resíduos no solo (Drinkwater et al., 1997).

O maior percentual de N-DVD observado para o milho dentro do N total provavelmente se deu pelo aumento da imobilização de N mineral da solução do solo, devido a alta relação C/N dessa cultura. Em contrapartida, o reservatório de N-DVD dentro do NT observado para as leguminosas é um indicativo de que apesar da grande fixação biológica proporcionada por estas espécies, a maior parte do nitrogênio encontra-se dentro da fração estável da MOS. Segundo Drinkwater et al. (1997) o

nitrogênio potencialmente mineralizável pode sofrer variação mesmo em solos com o mesmo teor de carbono orgânico, pois a qualidade da matéria orgânica é variável e dependente do manejo.

5. CONCLUSÕES

Todas as espécies de cobertura avaliadas neste experimento, milheto, mucuna-cinza, feijão-de-porco e crotalária-júncea, quando em pré-cultivo de milho, aumentaram o estoque de carbono na camada de 0-5 cm de profundidade, em comparação com a vegetação espontânea.

Independentemente da cultura de cobertura houve aumento no estoque de nitrogênio até 40 cm de profundidade, em relação à vegetação espontânea.

As culturas de cobertura aumentaram os teores de carbono lábil até 40 cm de profundidade, e de nitrogênio mineralizável até 10 cm, quando comparadas à vegetação espontânea.

O cultivo de plantas de cobertura em pré-cultivo de milho melhora a qualidade do solo, entretanto, aos vinte e dois anos de adoção do sistema, os efeitos em solo argiloso ainda estão concentrados, em sua maior parte, nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm de profundidade.

6. REFERÊNCIAS

Acosta JADA, Amado TJC, Silva LSD, Santi A, Weber MA (2014) Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. **Ciência Rural** 44: 1-9

Alfaia SS (2006) Caracterização e distribuição das formas do nitrogênio orgânico em três solos da Amazônia Central. **Acta Amazonica** 36: 135-140.

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves JDM, Sparovek G (2013) Köppen climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift** 22:711-728.

Andrioli I, Centurion JF (1999). Detailed soil survey at the Faculty of Agricultural and Veterinary Sciences of Jaboticabal. In: Brazilian Congress of Soil Science, 27., Brasília, DF. Summaries. Brasília, DF: **Brazilian Soil Science Society**. CD-ROM.

Anikwe MA (2010) Armazenamento de carbono em solos do sudeste da Nigéria sob

diferentes práticas de manejo. **Carbon Balance Manage** 5: 1-7.

Awale R, Chatterjee A, Franzen D (2013) Influências da lavoura e fertilizantes nitrogenados em frações selecionadas de carbono orgânico em um solo argiloso de Dakota do Norte. **Soil and Tillage Research** 134: 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.still.2013.08.006>

Balesdent J, Balabane M (1992) Maize root-derived soil organic carbon estimated by natural abundance of ^{15}C . **Soil Biology and Biochemistry** 24: 97- 101.

Batjes NH (1996) Carbono e nitrogênio totais nos solos do mundo. **Jornal europeu de ciência do solo** 47:151-163.

Bayer C, Mielniczuk J, Amado TJC, Martin-Neto L, Fernandes SV (2000) Armazenamento de matéria orgânica em um Acrissolo franco-arenoso afetado por sistemas de preparo do solo e cultivo no sul do Brasil. **Pesquisa de solo e cultivo** 54:101-109. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(00\)00090-8](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(00)00090-8)

Bayer C, Spagnollo E, Wildner LDP, Ernani PR Albuquerque JÁ (2003) Incremento de carbono e nitrogênio num Latossolo pelo uso de plantas estivas para cobertura do solo. **Ciência Rural** 33:469-475.

Bettiol ACT (2018) Avaliação do nitrogênio orgânico mineralizável em solo cultivado com milho em sucessão a plantas de cobertura. 52 f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Unesp, Jaboticabal.

Bimüller C, Kreyling O, Kölbl A, Von Lützow M, Kögel-Knabner I (2016) Carbon and nitrogen mineralization in hierarchically structured aggregates of different size. **Soil and Tillage Research** 160:23-33.

Blair GZ, Lefroy R, Lisle L (1995) Frações de carbono do solo com base no seu grau de oxidação e desenvolvimento de um índice de gestão de carbono para sistemas agrícolas. **Austrália. J. Agr. Res** 46:393-406.

Boer CA, Assis RLD, Silva GP, Braz AJBP, Barroso ALDL, Cargnelutti Filho A, Pires FR (2007) Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura na entressafra em um solo de cerrado. **Pesquisa agropecuária brasileira** 42:1269-1276.

Braos LB, Carlos RS, Bettiol ACT, Bergamasco MAM, Terçariol MC, Ferreira ME, Cruz MCP (2023) Soil Carbon and Nitrogen Forms and Their Relationship with Nitrogen Availability Affected by Cover Crop Species and Nitrogen Fertilizer Doses. **Nitrogen**, 4:85-101.

Camargo OA, Moniz AC, Jorge JA, Valadares JMAS (2009) Métodos de análise química, mineralógica e física de solos do Instituto Agronômico de Campinas. Campinas: Instituto Agronômico, 77p. (Boletim técnico, 106)

Carlos FS, Sousa RO, Nunes R, Carmona FC, Cereza T, Weinert C, Oliveira Camargo

FA (2023) Long-term cover crops and no-tillage in Entisol increase enzyme activity and carbon stock and enable the system fertilization in southern Brazil. *Geoderma Regional* 34:e00700.

Carvalho AM, Marchão RL, Souza KW, Bustamante MMC (2014) Estado de fertilidade do solo, estoques de carbono e nitrogênio sob culturas de cobertura e regimes de preparo do solo. **Revista Ciência Agronômica** 45:914-92.

Carvalho AMD, Bustamante MMDC, Sousa Junior JGDA, Vivaldi LJ (2008) Decomposição de resíduos vegetais em Latossolo sob cultivo de milho e plantas de cobertura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 32:2831-2838.

Carvalho JLN, Cerri CEP, Feigl BJ, Piccolo MDC, Godinho VP, Cerri CC (2009) Sequestro de carbono em solos agrícolas na região do Cerrado da Amazônia brasileira. **Pesquisa de Solo e Cultivo** 103:342-349.

Castro GS, Crusciol CA, Calonego JC, Rosolem CA (2015) Management impacts on soil organic matter in tropical soils. **Revista Zona Vadosa** 14.

Chahal I, Van RJ, Mayers D, Eerd LLV (2020) Impacto cumulativo de culturas de cobertura no sequestro de carbono do solo e lucratividade em um clima temperado úmido. **Sci Rep** 10:13381. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-70224-6>

Chahal I, Van eerd LL (2020) Cultura de cobertura e efeitos de remoção de resíduos de colheita na dinâmica temporal de carbono e nitrogênio do solo em um clima temperado e úmido. **PloS um** 15:235-665

Chan KY, Bowman A, Oates A (2001) Frações de carbono orgânico oxidável e mudanças na qualidade do solo em um paleustalf óxico sob diferentes pastagens. **Ciência do solo** 166:61-67.

Chowdhury S, Bolan N, Farrell M, Sarkar B, Sarker JR, Kirkham, MB, Hossain MZ, Kim GH (2021) Papel das práticas culturais e de manejo de nutrientes no sequestro de carbono em solos agrícolas. **Avanços em agronomia** 166:131-196.

Cobo JG, Barrios E, Kassn DCL, Thomas RJ (2002) Nitrogen mineralization and crop uptake from surface-applied leaves of green manure species on a tropical volcanic-ash soil. **Biology and Fertility of Soils** 36: 87-92.

Cotrufo MF, Wallenstein MD, Boot CM, Denef K, Paul E (2013) 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** 19, 988– 995.

Crusciol CA e Soratto RP (2009) Nitrogen supply for cover crops and effects on peanut grown in succession under a no-till system. **Agronomy Journal**, 101:41-46.

Culman SW, Hurisso TT, Wade J (2021) Carbono oxidável de permanganato: An

indicator of biologically active soil carbon. In *Cover Crops and Soil Ecosystem Services*, 1^a ed.; Karlen, D.L., Stott, D.E., Mikha, M.M. 2:152-175.

Culman SW, Snapp SS, Green JM, Gentry LE (2013) A dinâmica de curto e longo prazo do carbono e do nitrogênio do solo lábil reflete o manejo e prediz o desempenho agrônomo do milho. **Revista de Agronomia** 105:493-502.

Culman, SW, Snapp SS, Freeman MA, Schipanski ME, Beniston J, Lal R, Wander MM (2012) Oxidizable carbon in permanganate reflects a processed fraction of the soil that is sensitive to management. **Soil Science Society of America Journal** 76: 494-504.

Detheridge AP, Brand G, Fychan R, Crotty FV, Sanderson R, Griffith GW, Marley CL (2016) The legacy effect of cover crops on soil fungal populations in a cereal rotation. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 228:49- 61.

Don A, Schumacher J, Freibauer A (2011) Impact of tropical land-use change on soil organic carbon stocks—a meta-analysis. **Global Change Biology** 17:1658-1670.

Drinkwater LE, Cambardella CA, Reeder JD, Rice CW (1997)). Potentially mineralizable nitrogen as an indicator of biologically active soil nitrogen. **Methods for assessing soil quality** 49:217-229.

Ferreira PAA, Girotto E, Trentin G, Miotto A, Melo GWD, Ceretta CA, Brunetto G (2014) Biomass decomposition and nutrient release from black oat and hairy vetch residues deposited in a vineyard. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 38:1621-1632.

Gentile R, Vanlauwe B, Six J (2011) Litter quality impacts short-but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. **Ecological Applications** 21:695-703.

Ghimire R, Ghimire B, Mesbah AO, Sainju UM, Idowu OJ (2019) Soil health response of cover crops in winter wheat–fallow system. **Agronomy Journal** 111:2108-2115.

Giacomini SJ, Aita C, Vendruscolo ERO, Cubilla M, Nicoloso RS, Fries MR (2003) Matéria seca, relação C/N e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio em misturas de plantas de cobertura de solo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 27:325-334.

Ginakes P, Grossman JM, Baker JM, Sooksa-Nguan T (2020) Living mulch management spatially localizes nutrient cycling in organic corn production. **Agriculture** 10:243.

Girmay G, Singh BR, Mitiku H, Borresen T, Lal R (2008) Carbon stocks in Ethiopian soils in relation to land use and soil management. **Land Degradation & Development** 19:351-367.

Gonçalves, W. G., Jimenez, R. L., Araújo Filho, J. V. D., Assis, R. L. D., Silva, G. P., & Pires, F. R. (2006). Sistema radicular de plantas de cobertura sob compactação do solo. **Engenharia Agrícola**, 26, 67-75.

Guimarães DV, Gonzaga MIS, Silva TO, Silva TL, Silva DN, Matias MIS (2013) Soil organic matter pools and carbon fractions in soil under different land uses. **Soil and Tillage Research** 126:177-182.

Haynes RJ (2015) Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. **Advances in Agronomy** 5:221-268.

Hurisso TT, Culman SW, Horwath WR, Wade J, Cass D, Beniston JW, Ugarte CM (2016) Comparison of permanganate-oxidizable carbon and mineralizable carbon for assessment of organic matter stabilization and mineralization. **Soil Science Society of America Journal** 80, 1352-1364.

Islam K, Weil RR (2000) Soil quality indicator properties in mid-Atlantic soils as influenced by conservation management. **Journal of soil and water conservation** 55: 69-78.

Islam KR, Dick WA, Watts DB, Gonzalez JM, Fausey NR, Flanagan DC, Reeder RC, Van Toaj TT, Batte MT (2022) Gypsum, crop rotation, and cover crop impacts on soil organic carbon and biological dynamics in rainfed transitional no-till corn-soybean systems. **Plos one** 17: e0275198.

Jacobs AA, Evans RS, Allison JK, Garner ER, Kingery WL, Mcculley RL (2022) Cover crops and no-till reduce crop production costs and soil loss, compensating for the lack of short-term soil quality improvement in a corn and soybean production system. **Soil and Tillage Research** 218: 105310.

Janzen HH (2004) Ciclagem do carbono em sistemas terrestres – uma perspectiva da ciência do solo. **Agricultura, ecossistemas e meio ambiente** 104:399-417.

Kahimba FC, Ranjan RS, Froese J, Entz M, Nason R (2008) Cover crop effects on infiltration, soil temperature, and soil moisture distribution in the Canadian Prairies. **Applied Engineering in Agriculture** 24: 321-333.

Knoepp JD, Vose JM (2007) Regulation of nitrogen mineralization and nitrification in Southern Appalachian ecosystems: Separating the relative importance of biotic vs. abiotic controls. **Pedobiologia** 51: 89-97.

Kolář L, Kužel S, Horáček J, Čechová V, Borová-Batt J, Peterka, J. (2009) Labile fractions of soil organic matter, their quantity and quality. **Plant, Soil and Environment**, 55: 245-251.

Kumar S, Meena RS, Lal R, Yadav GS, Mitran T, Meena BL, Dotaniya, ML, EL-Sabagh A (2018) Role of legumes in soil carbon sequestration. **Legumes for soil health and sustainable management**, 109-138.

Kuo S, Sainju UM, Jellum EJ (1997) Winter cover crop effects on soil organic carbon and carbohydrate in soil. **Soil Science Society of America Journal** 61:145-152.

Ladoni M, Basir A, Kravchenko A (2015) Which soil carbon fraction is the best for assessing management differences? A statistical power perspective. **Soil Science Society of America Journal** 79: 848-857.

Lal R (2009) Challenges and opportunities in soil organic matter research. **European Journal of Soil Science** 60:158-169.

Liang C, Cheng G, Wixon DL, Balser TCA (2011) An Absorbing Markov Chain approach to understanding the microbial role in soil carbon stabilization. **Biogeochemistry** 106: 303–309.

Liu A, Ma BL, Bomke AA (2005) Effects of cover crops on soil aggregate stability, total organic carbon, and polysaccharides. **Soil Science Society of America Journal** 69:2041-2048.

Loss A, Pereira MG, Giácomo SG, Perin A, Anjos LHC (2011) Agregação, carbono e nitrogênio em agregados do solo sob plantio direto com integração lavoura-pecuária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 46:1269-1276.

Lu C, Tian H (2017) Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. **Earth System Science Data** 9:181- 192.

Lynch DH (2015) Nutrient cycling and soil health in organic cropping systems-importance of management strategies and soil resilience. **Sustainable Agriculture Research** 4: 1-15.

Maia CE, Cantarutti RB (2003) Disponibilidade de nitrogênio pela oxidação do carbono lábil com permanganato de potássio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** 7:489-493.

Maini A, Sharma V, Sharma S (2020) Assessment of soil carbon and biochemical indicators of soil quality under rainfed land use systems in North Eastern region of Punjab, India. **Carbon Management**, 11:169-182.

Mandal UK, Yadav SK, Sharma KL, Ramesh V, Venkanna K (2011). Estimating permanganate-oxidizable active carbon as quick indicator for assessing soil quality under different land-use system of rainfed Alfisols. **Indian Journal of Agricultural Sciences** 81: 927-931

Marriott EE, Wander MM (2006) Total and labile soil organic matter in organic and conventional farming systems. **Soil Science Society of America Journal** 70: 950-959.

Martínez JM, Galantini JA, Duval ME, López FM (2017) Tillage effects on labile pools of soil organic nitrogen in a semi-humid climate of Argentina: A long-term field study. **Soil and Tillage Research** 169:71- 80.

Martínez JM, Galantini, JA (2017) A rapid chemical method for estimating potentially mineralizable and particulate organic nitrogen in Mollisols. . **Communications in Soil Science and Plant Analysis** 48:113-123.

Maruyama FFA (2017) **Agregação e carbono orgânico de um Latossolo cultivado por quatorze anos nos sistemas convencional e plantio direto**. 32 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – UFV, Rio Paranaíba.

Mary B, Clivot H, Blaszczyk N, Labreuche J, Ferchaud F (2020) Soil carbon storage and mineralization rates are affected by carbon inputs rather than physical disturbance: Evidence from a 47-year tillage experiment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, 299:106972.

Mbuthia LW, Acosta-Martínez V, DeBruyn J, Schaeffer S, Tyler D, Odoi E, Mpheshea M, Walker F, Eash N (2015) Long term tillage, cover crop, and fertilization effects on microbial community structure, activity: Implications for soil quality. **Soil Biology and Biochemistry** 89:24-34.

Mendonça E, Silva EM (2005). Matéria orgânica do solo: métodos de análises. *Brasil: ABEAS*.

Nivelle E, Verzeaux J, Habbib H, Kuzyakov Y, Decocq G, Roger D, Lacoux J, Duclercq, J, Spicher F, Nava-Saucedo JE, Catterou, M, Dubois, F, Tetu T (2016) Functional response of soil microbial communities to tillage, cover crops and nitrogen fertilization. **Applied Soil Ecology** 108:147-155.

Nouri A, Lee J, Yin X, Tyler DDE, Saxton AM (2019) Thirty-four years of no-till and cover crops improve soil quality and increase cotton yields in Alfisols, southeastern US. **Geoderma** 337: 998-1008.

Panchal P, Preece C, Peñuelas J, Giri J Soil carbon sequestration by root exudates. **Trends in Plant Science**. 2022.

Pandey A, Li F, Askegaard M, Olesen JE (2017) Biological nitrogen fixation in three long-term organic and conventional arable crop rotation experiments in Denmark. **European Journal of Agronomy** 90: 87-95.

Pedra WN, Pedrotti A, Silva TO, Macedo FL, Gonzaga MIS (2012) Estoques de carbono e nitrogênio sob diferentes condições de manejo de um Argissolo Vermelho Amarelo, cultivado com milho doce nos tabuleiros costeiros de Sergipe. **Semina: Ciências Agrárias** 33: 2075-2089.

Perrone S, Grossman J, Liebman A, Wells S, Sooksa-nguan T, Jordan N (2022) Legume cover crop contributions to ecological nutrient management in upper Midwest vegetable systems. **Frontiers in Sustainable Food Systems** 6: 712152.

Poeplau C, DON A (2015) Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops—A meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 200:33-

41.

Prescott CE, Vesterdal L (2021) Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. **Forest Ecology and Management** 498: 119522.

Raij B, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (2001) **Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais**. Campinas: Instituto Agrônômico, 235p.

Ramírez MV, Rubilar RA, Montes C, Stape JL, Fox TR, Lee Allen H (2016) Nitrogen availability and mineralization in *Pinus radiata* stands fertilized mid-rotation at three contrasting sites. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition** 16: 118-136.

Ranells NN, Waggoner MG (1996) Nitrogen release from grass and legume cover crop monocultures and bicultures. **Agronomy Journal** 88:777-882.

Rangel OJP, Silva CA, Guimarães PTG, Guilherme LRG (2008) Frações oxidáveis do carbono orgânico de Latossolo cultivado com café em diferentes espaçamentos de plantio. **Ciência e Agrotecnologia** 32:429-437.

Raphael JP, Calonego JC, Milori DMB, Rosolem CA (2016) Soil organic matter in crop rotations under direct planting. **Soil and Tillage Research** 155: 45-53.

Rasse DP, Rumpel C, Dignac MF (2005) Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. **Plant and Soil**, 269: 341-356.

Ribas RGT, Santos RHS, Siqueira RG, Diniz ER, Peternelli LA., Freitas GBD (2010) Decomposição, liberação e volatilização de nitrogênio em resíduos culturais de mucuna-cinza (*Mucuna cinerea*). **Ciência e Agrotecnologia** 34: 878-885.

Rillig MC, Caldwell BA, Wösten HÁ, Sollins P (2007) Role of proteins in soil carbon and nitrogen storage: controls on persistence. **Biogeochemistry** 85: 25-44.

Roberts T, Norman RJ, Slaton NA, Wilson Jr CE, Ross WJ, Bushong, JT (2009) Direct steam distillation as an alternative to the Illinois Soil Nitrogen Test. **Soil Science Society of America Journal** 73: 1268-1275.

Robertson GP, Groffman PM (2007) Nitrogen transformations. **Soil microbiology, ecology and biochemistry** 10: 341-364.

Rocha KF, Kuramae EE, Borges BMF, Leite MFA, Rosolem CA (2020) Microbial N-cycling gene abundance is affected by cover crop specie and development stage in an integrated cropping system. **Archives of Microbiology**, 202: 2005-2012.

Rosa DM, Nóbrega LHP, Mauli MM, Lima GPD, Pacheco FP (2017) Substâncias húmicas do solo cultivado com plantas de cobertura em rotação com milho e soja. **Revista Ciência Agronômica** 48: 221-230.

Rosolem CA, Li Y, Garcia RA (2016) Soil carbon as affected by cover crops under no-till under tropical climate. **Soil Use and Management**, 32: 495-503.

Rossetti KDV, Andrioli I, Centurion JF, Matias SS, Nóbrega JC (2012) Physical attributes of the soil under different vegetation cover conditions in a no-till area. **Brazilian Journal of Agricultural Sciences** 7: 427-433.

Rovira P, Vallejo VR (2007) Labile, recalcitrant, and inert organic matter in Mediterranean forest soils. **Soil Biology and Biochemistry** 39: 202-215.

Rovira P, Vallejo VR (2002) Labile and recalcitrant pools of carbon and nitrogen in organic matter decomposing at different depths in soil: an acid hydrolysis approach. **Geoderma** 107:109-141.

Sainju UM, Singh HP, Singh BP (2015) Cover crop effects on soil carbon and nitrogen under bioenergy sorghum crops. **Journal of Soil and Water Conservation** 70: 410-417.

Santana MS, Sampaio EVDSB, Giongo V, Menezes RSC, Jesus KN, Albuquerque ERGM, Primo DC (2019) Carbon and nitrogen stocks of soils under different land uses in Pernambuco state, Brazil. *Geoderma Regional* 16: e00205.

Schmidt MWI, Torn M.S et al. (2011) Persistência da matéria orgânica do solo como propriedade ecossistêmica. **Nature (Londres)** 478 : 49 – 56.

Seitz D, Fischer LM, Dechow R, Wiesmeier M, Don A (2023) The potential of cover crops to increase soil organic carbon storage in German croplands. **Plant and soil** 488: 157-173.

Shang C, Tiessen H (1997) Organic matter lability in a tropical oxisol: evidence from shifting cultivation, chemical oxidation, particle size, density, and magnetic fractionations. **Soil Science**,162: 795-807.

Sharifi M, Zebarth BJ, Burton DL, Rodd V, Grant CA (2011) Long-term effects of semisolid beef manure application to forage grass on soil mineralizable nitrogen. **Soil Science Society of America Journal** 75:649-658.

Silva AMR (2022) **Frações de carbono e nitrogênio em solo cultivado com plantas de cobertura em pré-safra de milho**. Dissertação (mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias-Unesp. Jaboticabal, SP.

Six J, Feller C, Denef K, Ogle S, Moraes SAJC, Albrecht A (2002) Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-Effects of no-tillage. **Agronomie** 22: 755-775.

Skjemstad JO, Swift RS, McGowan JA (2006) Comparison of the particulate organic carbon and permanganate oxidation methods for estimating labile soil organic carbon. **Soil Research** 44: 255-263.

Souza GP, Figueiredo CC, Sousa DMG (2016) Relationships between labile soil organic carbon fractions under different soil management systems. **Scientia Agrícola** 73:535-542.

Souza WJO, Melo WJ (2000) Teores de nitrogênio no solo e nas frações da matéria orgânica sob diferentes sistemas de produção de milho. **Revista Brasileira de Ciência do solo** 24:885-896.

Stanford G, Stevenson FJ (1982) **Nitrogen in agricultural soils**. Madison, WI: ASA (1982): 651.

Stein LY, Klotz MG (2016) The nitrogen cycle. **Current Biology**, 26: 94-98.

Stevenson FJ (1994) Humus chemistry: genesis, composition, reactions. New York: John Wiley e Sons.

Stiles CA, Hammer RD, Johnson MG, Ferguson R, Galbraith J, O'Geen T, Miles R (2011) Validation testing of a portable kit for measuring an active soil carbon fraction. **Soil Science Society of America Journal**. 75, 2330-2340.

Strosser E (2010) Methods for determination of labile soil organic matter: an overview. **Journal of Agrobiological** 27:49-60.

Svedin JD, Veum KS, Ransom CJ, Kitchen NR, Anderson SH (2023) An identified agronomic interpretation for potassium permanganate oxidizable carbon. **Soil Science Society of America Journal**, 87: 291-308.

Talbot JM, Treseder KK (2012a) Interactions among lignin, cellulose, and nitrogen drive litter chemistry–decay relationships. **Ecology** 93: 345-354.

Talbot JM, Yelle DJ, Nowick J, Treseder KK (2012 b) Litter decay rates are determined by lignin chemistry. **Biogeochemistry** 108: 279-295.

Terçariol MC (2020) **Formas lábeis de carbono e nitrogênio no solo em função de plantas de cobertura e adubação nitrogenada**. Dissertação (mestrado em Ciência do Solo) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias-Unesp. Jaboticabal, SP.

Tian H, Xu R, Canadell JG, Thompson RL, Winiwarter W, Suntharalingam P, Davidson EA, Ciais P, Jackson RB, Janssens-Maenhout G, Prather MJ (2020) A comprehensive quantification of global nitrous oxide sources and sinks. **Nature** 586: 248-256.

Tiecher T (2016) Manejo e conservação do solo e da água em pequenas propriedades rurais no sul do Brasil: práticas alternativas de manejo visando a conservação do solo e da água.

Torres JLR, Pereira MG, Andrioli I, Polidoro JC, Fabian AJ (2005) Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura em um solo de cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 29: 609-618.

Trinsoutrot I, Recous S, Bentz B, Linères M, Chèneby D, Nicolardot B (2000) Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under nonlimiting nitrogen conditions **Soil Science Society of America Journal** 64: 918-926.

Tuan VD, Hilger T, Vien TD, Cadisch G (2015) Nitrogen recovery and downslope translocation in maize hillside cropping as affected by soil conservation. **Nutrient cycling in agroecosystems** 101: 17-36.

Van Soest PJ (1994) **Nutritional ecology of the ruminant**. 2 ed. Ithaca: Cornell University Press, 476p.

Veloso MG, Angers DA, Tiecher T, Giacomini S, Dieckow J, Bayer C (2018) High carbon storage in a previously degraded subtropical soil under no-tillage with legume cover crops. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 268: 15-23.

Veras MDS, Ramos MLG, Oliveira DNS, Figueiredo CCD, Carvalho AMD, Pulrolnik K, Souza KWD (2016) Cover crops and nitrogen fertilization effects on nitrogen soil fractions under corn cultivation in a no-tillage system. **Revista Brasileira de Ciência do Solo** 40.

Veronese M, Francisco EAB, Zancanaro L, Rosolem CA (2012) Plantas de cobertura e calagem na implantação do sistema plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** 47: 1158-1165.

Vieira FCB, Bayer C, Zanatta JÁ, Dieckow J, Mielniczuk J, He ZL (2007) Carbon management index based on physical fractionation of soil organic matter in an Acrisol under long-term no-till cropping systems. **Soil and Tillage Research** 96: 195-204.

Wagger MG (1989) Efeitos do tempo de dessecação na composição da planta e subsequente liberação de nitrogênio de várias culturas de cobertura anuais de inverno. **Revista de Agronomia** 81: 236-241.

Wander M (2004). Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. **Soil organic matter in sustainable agriculture**. CRC Press, Boca Raton, 1: 67-102.

Weerasekara CS, Udawatta RP, Gantzer CJ, Kremer RJ, Jose S, Veum KS (2017) Effects of cover crops on soil quality: selected chemical and biological parameters. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, 48: 2074-2082.

Weil RR, Islam KR, Stine MA, Gruver JB, Samson-Liebig SE (2003) Estimating active carbon for soil quality assessment: a simplified method for laboratory and field use. **American Journal of Alternative Agriculture** 18: 3-17.

Weil RR, Magdoff F (2004) Significance of soil organic matter to soil quality and health. **Soil organic matter in sustainable agriculture** 1-43

Wild B, Schnecker J, Knoltsch A, Takriti M, Mooshammer M, Gentsch N, Richter A (2015) Microbial nitrogen dynamics in organic and mineral soil horizons along a latitudinal transect in western Siberia. **Global Biogeochemical Cycles**, 29: 567-582.

Willadino L, Câmara TJ, Galindo, RM, Guedes RM, Michereff SJ. (2005) Sistema vascular e exsudatos radiculares. Michereff SJ, Andrade GT, Menezes M. **Ecologia e manejo de patógenos radiculares em solos tropicais**. Recife: Imprensa Universitária. 19-40.

Wulanningtyas HS, Gong YLIP, Sakagami N, Nishiwaki J, Komatsuzaki M (2021) A cover crop and no-till system to improve soil health by increasing soil organic matter in soybean cultivation. **Soil and Tillage Research** 205: 104749.

Xiao Y, Huang Z, Ling Y, Cai S, Zeng B, Liang S, Wang X (2022) Effects of forest vegetation restoration on soil organic carbon and its labile fractions in the Danxia landform of China. **Sustainability** 14: 12283.

Zech W, Senesi N, Guggenberger G, Kaiser K, Lehmann J, Miano T M, ... Schroth G (1997) Factors controlling humification and mineralization of soil organic matter in the tropics. **Geoderma**, 79: 117-161.

Zhang X, Sun Z, Liu J, Ouyang Z, Wu L (2018) Simulating greenhouse gas emissions and stocks of carbon and nitrogen in soil from a long-term no-till system in the North China Plain. **Soil and Tillage Research** 178: 32-40.

Zhang Y, Li X, Gregorich EG, McLaughlin NB, Zhang X, Guo Y, Sun B (2018) No-tillage with continuous maize cropping enhances soil aggregation and organic carbon storage in Northeast China. **Geoderma** 330: 204-211.

Zhang Z, Kaye JP, Bradley BA, Amsili JP, Suseela V (2022) Cover crop functional types differentially alter the content and composition of soil organic carbon in particulate and mineral-associated fractions. **Global Change Biology**, 28: 5831-5848.