

**IZABELLA MARANI MARTINS ARAÚJO**

**SISTEMA DE PLANTIO DIRETO COMO PRÁTICA DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA  
SUSTENTÁVEL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

Orientador: Gustavo Franco de Castro

Coorientadores: Rafael da Silva Teixeira  
Raquel Santiago Barro

**VIÇOSA - MINAS GERAIS  
2023**

**Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da  
Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa**

T

A663d  
2023 Araújo, Izabella Marani Martins, 1997-  
Sistema de plantio direto como prática de produção agrícola  
sustentável / Izabella Marani Martins Araújo. - Viçosa, MG, 2023.  
1 dissertação eletrônica (144 f.): il. (algumas color.).

Orientador: Gustavo Franco de Castro.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa,  
Departamento de Agronomia, 2023.

Inclui bibliografia.

DOI: <https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2023.346>

Modo de acesso: World Wide Web.

1. Palha - Utilização na agricultura. 2. Solos - Conservação. 3.  
Cultivos de cobertura. I. Castro, Gustavo Franco de, 1989-. II.  
Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Agronomia.  
Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia. III. Título.

CDD 22. ed. 631.53

Bibliotecário(a) responsável: Bruna Silva CRB-6/2552

**IZABELLA MARANI MARTINS ARAÚJO**

**SISTEMA DE PLANTIO DIRETO COMO PRÁTICA DE PRODUÇÃO AGRÍCOLA  
SUSTENTÁVEL**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 13 de março de 2023.

Assentimento:

---

Izabella Marani Martins Araújo  
Autora

---

Gustavo Franco de Castro  
Orientador

Dedico esse trabalho àqueles que acreditam que o conhecimento é a via mais curta e concreta rumo à sustentabilidade.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço às propriedades emergentes resultantes das interrelações entre os diversos agentes presentes em minha vida: Deus, família, amigos, UFV, professores e mestres!

À cada um deixo o que vejo de mais valioso nesse momento: **minha eterna GRATIDÃO**. Por serem e agirem como o fizeram e por, dessa forma, terem me moldado, me acolhido, me ensinado e me indicado o caminho até aqui.

Este trabalho é a soma de muitos sacrifícios, muito estudo e de muita gente. Gente é que faz a diferença.

Hoje eu sou grata por todos aqueles que de alguma forma me fizeram ter fé de que os frutos de uma boa safra seriam colhidos.

Gratidão, portanto, à todas as velas acesas acompanhadas por orações dos **meus pais, Jeferson e Salete**; aos risos, leveza e apoio vindos das **minhas irmãs, Lorena e Stéphanie**; à inimagináveis adaptações e celebrações que todos **meus amigos** fizeram para estarem comigo ao longo desses anos de muitas mudanças e conquistas; ao **meu orientador, prof. Gustavo Franco**, pela sabedoria, oportunidade e apoio compartilhados; à **minha coorientadora, prof. Raquel Barro**, por ser mais que mestre em ensino, mas em afeto; ao **meu coorientador, prof. Rafael Teixeira**, pela paciência, conhecimento e reconhecimento; à **Isabela Formagio** pelo comprometimento e conexão ao me acompanhar em todas etapas desta pesquisa; à **PPG-Fitotecnia, seu coordenador e suas secretárias** por todo suporte e educação; ao **LIE, GEPAI e seus integrantes** por me auxiliarem a encontrar caminhos; à **UFV** por ser lar de aprimoramento.

Por tudo sou grata, porque sei que hoje sou maior por carregar cada experiência vivida ao lado de cada um.

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

“

A vida é uma corrida  
que não se corre sozinho.  
E vencer não é chegar,  
é aproveitar o caminho  
sentindo o cheiro das flores  
e aprendendo com as dores  
causadas por cada espinho.

...

Aí sim, lá na chegada,  
onde o fim é evidente,  
é que a gente percebe  
que foi tudo de repente,  
e aprende na despedida  
**que o sentido da vida  
é sempre seguir em frente.**

*Bráulio Bessa*

## RESUMO GERAL

ARAÚJO, Izabella Marani Martins, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, março de 2023. **Sistema de plantio direto como prática de produção agrícola sustentável.** Orientador: Gustavo Franco de Castro. Coorientadores: Rafael da Silva Teixeira e Raquel Santiago Barro.

O sistema de plantio direto (SPD) é uma ferramenta para se alcançar a sustentabilidade nas produções agrícolas mundiais. No Brasil, a adoção do SPD vem crescendo significativamente visando a coexistência entre manutenção da qualidade do solo e obtenção de rendimentos produtivos. O manejo de áreas agrícolas sob o sistema deve ser acompanhado rotineiramente e pesquisas são necessárias para entendimento de como os diversos fatores físicos, químicos e biológicos do solo são influenciados de maneira concomitante e isoladamente pela inserção no SPD. A associação desses fatores complexos permite menores perdas de solo, nutrientes e matéria orgânica do solo (MOS) e, portanto, permitem maior aporte de carbono (C) ao solo. Nesse sentido, o fracionamento da MOS em matéria orgânica associada aos minerais do solo (MOAM) e particulada (MOP) e a análise do C presente em cada uma delas é uma maneira de entender o desempenho do SPD na estocagem de C no solo. No Capítulo 1 foi realizada uma busca completa nas bases SciELO, Elsevier e Google Acadêmico no período de março de 2021 a janeiro de 2023. Foi possível avaliar a evolução histórica do SPD; contextualizar o sistema por meio de atributos físicos, químicos e biológicos do solo; avaliar a relação entre o SPD e as plantas de cobertura utilizadas, a presença de pragas, doenças e plantas daninhas, a conservação do solo e da água, o balanço de gases de efeito estufa e, por fim, considerar o papel deste sistema conservacionista como ferramenta de marketing sustentável. Concluiu-se que o SPD é um sistema dinâmico e a complexidade de seus efeitos pode resultar em aumento, redução ou neutralidade nos atributos dos agroecossistemas. Para o experimento do Capítulo 2 foi utilizada uma área experimental da Fundação MT, em Itiquira, MT, implantada no ano de 2008, onde os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental de blocos casualizados com quatro repetições. Os tratamentos foram constituídos de oito sistemas de cultivo (plantio convencional e sistemas de plantio direto com diferentes plantas de cobertura - crotalária, milho e braquiária). Em 2020, amostras de solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm foram coletadas e o carbono total (C-TOTAL) e a MOAM foram determinados. O C da matéria orgânica particulada (MOP) foi obtido por diferença entre C-TOTAL e C-MOAM. Adicionalmente, foi estimado o estoque de C e o déficit de saturação de C no solo (DSC). Ao longo das 12 safras foi determinada a massa de matéria seca disposta sobre a área. Os tratamentos sob SPD favoreceram os estoques de C na MOAM, MOP e total. Em SPD houve

maior acúmulo de C via parte aérea com uso de plantas de cobertura ocasionando em redução do DSC. Concluiu-se que o SPD no Cerrado é capaz de incrementar C no solo por meio do aumento de input do elemento via biomassa vegetal, redução da perturbação do solo e diversificação e rotação de culturas graníferas e de cobertura, práticas que favorecem a permanência do C-MOAM no solo e viabilizam a rotatividade equilibrada do C-MOP.

**Palavras-chave:** Agricultura integrada. Conservação do solo. Sistemas de cultivo.

## ABSTRACT

ARAÚJO, Izabella Marani Martins, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, March, 2023. **No-tillage system as a sustainable agricultural production practice.** Adviser: Gustavo Franco de Castro. Co-advisers: Rafael da Silva Teixeira and Raquel Santiago Barro.

The no-tillage system (NTS) is a tool to achieve sustainability in the world agricultural production. In Brazil, the adoption of NTS has been significantly growing, aiming the coexistence between maintaining of the soil quality and obtaining of the productive yields. The management of agricultural areas under the system must be routinely monitored and researches are needed to understand how the different physical, chemical and biological factors of the soil are influenced concomitantly and separately by the insertion in the NTS. The association of these complex factors allows lower soil losses, nutrients and soil organic matter (SOM) and, therefore, allows a higher contribution of carbon (C) to the soil. In this sense, the fractionation of SOM into mineral-associated organic matter (MAOM) and particulate (POM) and the C analysis present in each of them is a way of understanding the performance of NTS in the storage of C in the soil. In the Chapter 1, was carried out a complete search in the SciELO, Elsevier and Google Scholar databases from March 2021 to January 2023. It was possible to assess the historical evolution of the NTS; contextualize the system through soil physical, chemical and biological attributes; evaluate the relationship between the NTS and the cover crops used, the presence of pests, diseases and weeds, the soil and water conservation, the balance of greenhouse gases and, finally, consider the role of this conservationist system as a sustainable marketing tool. It was conclude that the NTS is a dynamic system and the complexity of its effects can result in an increase, reduction or neutrality in the agroecosystems attributes. For the experiment in the Chapter 2, an experimental area of Fundação MT, in Itiquira, MT, implemented in 2008, was used, where the treatments were arranged in an experimental design of randomized blocks with four replications. The treatments consisted of eight cropping systems (conventional tillage and no-tillage systems with different cover crops - crotalaria, millet and brachiaria). In 2020, soil samples in the 0-5, 5-10, 10-20 and 20-40 cm depth layers were collected and the C-TOTAL and MAOM were determined. The C of the POM was obtained by the difference between C-TOTAL and C-MAOM. Additionally, C stock and soil C saturation deficit (CSD) were estimated. Over the 12 harvests, productivity and dry matter mass disposed over the area were determined. The treatments under NTS favored the C stocks in MAOM, POM and total. In NT, there was a higher accumulation of C via shoots with

the use of cover crops, leading to a reduction in CSD. It was conclude that NT in the Cerrado is able to increase C in the soil by increasing the input of the element via plant biomass, reduction of soil disturbance and diversifying and rotation of grain and cover crops, practices that lead to the permanence of C-MAOM in the soil and enable the balanced rotation of the C-POM.

**Keywords:** Integrated agriculture. Soil conservation. Cultivation systems.

**SUMÁRIO**

INTRODUÇÃO GERAL .....	12
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	15
CAPÍTULO 1. SISTEMA DE PLANTIO DIRETO: UMA REVISÃO DE CONCEITOS E PREMISSAS .....	18
RESUMO .....	18
1 INTRODUÇÃO.....	19
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	21
3 HISTÓRICO DO SISTEMA PLANTIO DIRETO .....	21
4. SPD E PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO .....	23
5 SPD E AS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO .....	27
6 SPD E AS PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO .....	34
7 PLANTAS DE COBERTURA UTILIZADAS EM SPD.....	41
8 SPD E SUA RELAÇÃO COM PRAGAS, DOENÇAS E PLANTAS DANINHAS .....	45
8.1 Plantas daninhas.....	45
8.2 Doenças.....	48
8.3 Pragas.....	51
9 SPD E PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS.....	54
10 SPD E A CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA .....	57
11 SPD E O BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA .....	62
12 SPD COMO FERRAMENTA DE MARKETING SUSTENTÁVEL .....	67
13 CONCLUSÃO.....	70
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	71
CAPÍTULO 2. CAPACIDADE DE ESTOQUE DE CARBONO EM DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO DE SOJA E PLANTAS DE COBERTURA NO CERRADO BRASILEIRO.....	107
RESUMO .....	107
1 INTRODUÇÃO.....	108
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	110
2.1 Área de estudo .....	110
2.2 Desenho experimental.....	111
2.3 Coleta e análise de solo.....	113
2.4 Coleta e análise de biomassa seca das plantas .....	116
2.5 Análise estatística .....	117
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	117
3.1 Estoque de Carbono nas frações da MOS.....	117
3.2 Déficit de saturação de carbono (DSC) no solo e acúmulo de matéria seca.....	128

4 CONCLUSÃO.....	133
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	134
CONCLUSÃO GERAL .....	144

## INTRODUÇÃO GERAL

É possível produzir alimentos de maneira sustentável para suprir a necessidade nutricional de uma população emergente? Esse é o questionamento que todos os agentes envolvidos no agronegócio devem se desafiar a responder, na teoria e na prática. Mas, além de tudo, é fundamental entender que a solução para esse dilema não se dará por uma única e simples via.

A previsão é de que até 2100 o planeta Terra seja habitado por 10 bilhões de pessoas (UN, 2019). Sabendo que a produção de grãos é fundamental para a nutrição humana e animal, o desafio da agricultura moderna tem sido a busca por meios para que esta seja conduzida de maneira sustentável, garantindo a disponibilidade dos recursos para as gerações atuais e futuras.

Segundo dados da Companhia Nacional de Abastecimento – Conab (2022), a produção de grãos no Brasil na Safra 21/22 atingiu a marca de 269,3 milhões de toneladas, sendo que, desse total, aproximadamente 43 % são representados pelo milho e 45 % pela soja, evidenciando a importância do País para a nutrição mundial.

Para produzir este montante de grãos anualmente são necessários 72,9 milhões de hectares (CONAB, 2022). A dimensão territorial de cultivos agrícolas está sendo acompanhada por adoções de práticas conservacionistas, corroborado pelo fato de que entre os anos de 2017 e 2018, 33,06 milhões de hectares já eram cultivados em sistema de plantio direto (SPD) no Brasil (FEBRAPDP, 2022).

O uso das práticas de rotação de culturas, cobertura do solo e restrição ao revolvimento do solo no SPD (DERPSCH et al., 2014) não tem como único objetivo os maiores rendimentos das culturas. Estas práticas deviam ser adotadas visando um retorno mais amplo dos agroecossistemas devido à otimização da qualidade do solo.

Para entender a qualidade do solo é preciso avaliar seus atributos físicos, químicos e biológicos, bem como suas inter-relações e os efeitos que os manejos adotados exercem sobre eles. A partir daí é possível entender e alocar ações direcionadas à potencialização do desenvolvimento vegetal por meio de um solo vivo e saudável. De maneira geral, o SPD atua positivamente sobre a qualidade do solo, no entanto, as limitações intrínsecas e extrínsecas ao sistema podem alterar este cenário.

A complexidade da dinâmica do SPD também refletirá no quanto esse sistema pode atuar como dreno de C-CO<sub>2</sub> atmosférico e reduzir as perdas de GEEs na agricultura (AMADO, 2003; BAYER, 2006; SAPKOTA et al., 2015, BESEN et al., 2018; FERNANDES, TEJO & ARRUDA, 2019; SALOMÃO et al., 2020).

O estoque de C no solo é sensível a diversos fatores, dentre eles destacam-se a qualidade e quantidade do material orgânico que foi aportado e as condições edafoclimáticas. No que se refere a quantidade e qualidade do material orgânico, as plantas de cobertura utilizadas na rotação e sucessão de culturas do SPD, além de garantir a cobertura do solo, apresentam grande potencial de incrementar os estoques de MOS, contribuir e melhorar as condições de ciclagem de nutrientes e de armazenamento da água, e ainda garantir a manutenção da temperatura em níveis ótimos na camada superficial do solo (GIONGO et al., 2011).

De modo a utilizar corretamente esses requisitos, são utilizadas espécies leguminosas e não leguminosas como plantas de cobertura (ALVARENGA et al., 2001; ANDRIOLI & PRADO, 2012). As leguminosas, no geral, realizam a fixação biológica de nitrogênio (FBN) acarretando em aumento do aporte de N na biomassa vegetal e também no solo (COSTA et al., 2015; SILVEIRA et al., 2020). As principais não leguminosas utilizadas como plantas de cobertura são as gramíneas, que se caracterizam por apresentarem alta densidade radicular, que permite a exploração do perfil do solo em profundidade, geralmente superior a um metro, garantindo a ciclagem de nutrientes (SALTON & TOMAZI, 2014; TAKASU, 2019). Além disso, a alta produção de biomassa das gramíneas com relação C/N mais elevada proporciona um material de decomposição mais lenta que as leguminosas (TORRES et al., 2014; COSTA et al., 2015).

Dos diversos atributos do solo afetados pelo cultivo de plantas de cobertura, o incremento de C nas frações da MOS pode ser considerado o principal para elucidação da eficácia do sistema em estocar C ao longo do perfil do solo. A matéria orgânica particulada (MOP) é a fração mais sensível às mudanças de manejo do solo, uma vez que é constituída por partículas orgânicas parcialmente fragmentadas. Já a matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) refere-se à fração da MOS que possui um maior tempo de retenção no solo, dada as interações químicas entre os compostos orgânicos e os minerais (TRUMBORE & ZHENG, 1996; KÖGEL-KNABNER et al., 2008; POEPLAU et al., 2018; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020). Devido aos tipos de interações que MOP e MOAM sofrem ao serem formadas e protegidas, considera-se que a MOAM é uma fração saturável, enquanto a MOP não o é (BRIEDIS et al., 2018; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020).

Porém, grande período de tempo é demandado para que um solo atinja a saturação por C e deve estar associado a inputs constantes do elemento e dos demais componentes essenciais ao seu ciclo, como o caso do N (BRIEDIS et al., 2018). Portanto, estudos sobre o déficit de saturação de carbono (DSC) predizem quanto os solos ainda têm capacidade em receber C de

fontes externas e, também, reforçam o quanto um sistema é mais eficiente na estocagem de C em detrimento do outro.

Apesar da consolidação do SPD no Brasil, a compreensão da composição das plantas de cobertura nos sistemas de produção e seu efeito no estoque de C no solo ainda não estão plenamente consolidados e estudos são demandados. Assim, a verificação do impacto a longo prazo nas frações da matéria orgânica permitirá elaborar estratégias de manejo, quanto a composição das espécies de cobertura, que permitem de forma mais eficiente estocar o C no solo.

Desse modo, o presente estudo objetiva i) estudar e elucidar as premissas e conceitos sobre o SPD a fim de analisar os efeitos da adoção do sistema nos atributos dos agroecossistemas e o impacto destes nos rendimentos e imagem do produto agrícola gerado e ii) avaliar o impacto de SPD com uso de leguminosas e não leguminosas como espécies de cobertura para a contribuição de estoque de carbono nas frações MOP e MOAM de modo a verificar se sistemas mais diversos em quantidade e qualidade de material vegetal aportado são mais eficientes em estocar carbono no solo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALVARENGA, R. C.; CABEZAS, W. A. L.; CRUZ, J. C.; SANTANA, D. P. (2001). Plantas de cobertura de solo para sistema plantio direto. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, 22(208), p. 25-36.
- AMADO, T. J. C. (2003). Matéria orgânica do solo no sistema plantio direto: a experiência do Rio Grande do Sul.
- ANDRIOLI, I. & PRADO, R. M. (2012). Plantas de cobertura em pré-safra e adubação nitrogenada na fertilidade do solo em diferentes camadas, cultivado com milho em sistema de plantio direto e convencional. Semina: Ciências Agrárias, Londrina, 33(3), p. 963-978.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L., MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. (2006). Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. Soil and tillage research, 86(2), 237-245.
- BESEN, M. R.; RIBEIRO, R. H.; MONTEIRO, A. N. T. R.; IWASAKI, G. S.; PIVA, J. T. (2018). Práticas conservacionistas do solo e emissão de gases do efeito estufa no Brasil. Scientia Agropecuaria, 9(3), 429-439.
- BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; FRANCHINI, J. C.; OLIVEIRA FERREIRA, A.; ... GONÇALVES, D. R. P. (2018). How does no-till deliver carbon stabilization and saturation in highly weathered soils?. Catena, 163, 13-23.
- CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento. (2022). Acompanhamento da safra brasileira de grãos. 1(1). (2013-) – Brasília: Conab, 2013. Disponível em: <file:///C:/Users/USER/Downloads/E-book\_BoletimZdeZSafrazZ-Z7oZlevantamento-compactado.pdf>. Acesso em 15 de abril de 2022.
- COSTA, N. R.; ANDREOTTI, M.; ULIAN, N. A.; COSTA, B. S.; PARIZ, C. M.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M. (2015). Acúmulo de nutrientes e tempo de decomposição da palhada de espécies forrageiras em função de épocas de semeadura. Bioscience Journal, Uberlândia, 31(3), p. 818-829.
- DERPSCH, R.; FRANZLUEBBERS, A. J.; DUIKER, S. W.; REICOSKY, D. C.; KOELLER, K.; FRIEDRICH, T.; ...; WEISS, K. (2014). Why do we need to standardize no-tillage research? Soil and Tillage Research, v. 137, p. 16-22.
- FEBRAPDP – Federação Brasileira do Sistema Plantio Direto. (2022). Evolução da área sob Plantio Direto no Brasil. Disponível em:

<<https://febrapdp.org.br/download/14588evolucao-pd-no-bbasil-2021-jpg.jpg>>.

Acesso em 15 de abril de 2022.

- FERNANDES, C. H. S.; TEJO, D. P. & ARRUDA, K. M. A. (2019). Desenvolvimento do Sistema Plantio Direto no Brasil: Histórico, Implantação e Culturas Utilizadas. *UNICIÊNCIAS*, v. 23, n. 2, p.83-88.
- GIONGO, V.; MENDES, A. M. S.; CUNHA, T. J. F.; GALVÃO, S. R. S. (2011). Decomposição e liberação de nutrientes de coquetéis vegetais para utilização no semiárido brasileiro. *Revista Ciência Agronômica*, 42(3), p. 611-618.
- KÖGEL-KNABNER, I.; GUGGENBERGER, G.; KLEBER, M.; KANDELER, E.; KALBITZ, K.; SCHEU, S.; ... LEINWEBER, P. (2008). Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 61–82.
- LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L. & COTRUFO, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261-273.
- POEPLAU, C.; DON, A.; SIX, J.; KAISER, M.; BENBI, D.; CHENU, C.; ... NIEDER, R. (2018). Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology & Biochemistry*, 125, 10–26.
- SALOMÃO, P. E. A.; KRIEBEL, W.; SANTOS, A. A.; MARTINS, A. C. E. (2020). A importância do sistema de plantio direto na palha para reestruturação do solo e restauração da matéria orgânica. *Research, Society and Development*, 9(1).
- SALTON, J. C. & TOMAZI, M. (2014). Sistema radicular de plantas e qualidade do solo. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste.
- SAPKOTA, T. K.; JAT, M. L.; ARYAL, J. P.; JAT, R. K.; KHATRI-CHHETRI, A. (2015). Climate change adaptation, greenhouse gas mitigation and economic profitability of conservation agriculture: Some examples from cereal systems of Indo-Gangetic Plains. *Journal of Integrative Agriculture* 14: 1524-1533.
- SILVEIRA, D.; FONTANELI, R.; REBESQUINI, R.; DALL'AGNOL, E.; PANISSON, F.; BOMBONATTO, M.; CEOLIN, M. (2020). Plantas de cobertura de solo de inverno em Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária. Embrapa Trigo-Artigo em periódico indexado (ALICE).

- TAKASU, A. T. (2019). Manejo do solo e consórcio de gramíneas ou leguminosas no desenvolvimento e produtividade do milho primeira safra e feijão de inverno em sucessão no Sistema plantio direto no cerrado. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista.
- TORRES, J. L. R.; CUNHA, M. A.; PEREIRA, M. G.; VIEIRA, D. M. S. Cultivo de feijão e milho em sucessão a plantas de cobertura. (2014). Revista Caatinga, Mossoró, 27(4), p. 117-125.
- TRUMBORE, S. E. & ZHENG, S. (1996). Comparison of fractionation methods for soil organic matter  $^{14}\text{C}$  analysis. Radiocarbon, 38, 219–229.
- UN – United Nations. (2019). World population prospects 2019. Department of Economic and Social Affairs, 141.

## **CAPÍTULO 1. SISTEMA DE PLANTIO DIRETO: UMA REVISÃO DE CONCEITOS E PREMISSAS**

### **RESUMO**

A temática da sustentabilidade é parte fundamental para a intensificação da produção agropecuária. Diante desse cenário, busca-se sistemas de manejo de solo que possam retornar produtividade obedecendo preceitos ambientais, sociais e econômicos, e é neste ponto que se inserem as práticas conservacionistas, com enfoque no Sistema Plantio Direto (SPD). O SPD se caracteriza pela manutenção permanente da cobertura do solo, pelo mínimo ou nenhum revolvimento do solo e pela rotação de culturas. Esse sistema chegou ao Brasil na década de 1970 como meio para redução dos processos erosivos e hoje é adotado em mais de 30 milhões de hectares. Devido ao grande avanço do SPD, esse estudo objetivou realizar uma pesquisa bibliográfica teórica com caráter exploratório e abordagem qualitativa e analisar criticamente as informações, ideias e conceitos sobre SPD. Para tanto, realizou-se uma busca completa nas bases SciELO, Elsevier e Google Acadêmico no período de março de 2021 a janeiro de 2023. A partir desta pesquisa, foi possível avaliar a evolução histórica do SPD; contextualizar o sistema por meio de atributos físicos, químicos e biológicos do solo; avaliar a relação entre o SPD e as plantas de cobertura utilizadas, a presença de pragas, doenças e plantas daninhas, a conservação do solo e da água, o balanço de gases de efeito estufa e, por fim, considerar o papel deste sistema conservacionista como ferramenta de marketing sustentável. De modo que foi possível concluir que o SPD é um sistema dinâmico e a complexidade de seus efeitos pode resultar em aumento, redução ou neutralidade nos atributos dos agroecossistemas. Estas interações entre os diversos componentes do sistema, torna-o mais resiliente, proporciona maior estoque de carbono e posiciona o empreendimento rural como agente de desenvolvimento limpo.

**Palavras-chave:** agropecuária de baixo carbono; *ESG*; sistema de semeadura direta

## 1 INTRODUÇÃO

A agricultura moderna se desenvolve na busca de técnicas que otimizem as produções agrícolas e aumentem a produtividade das culturas, mas que ao mesmo tempo, englobem ações mitigadoras dos possíveis impactos ambientais (SOUZA, 2004; PRADO, 2014; SAPKOTA et al., 2015; BESEN et al., 2018; FERNANDES, TEJO & ARRUDA, 2019).

Nesse cenário se inserem as práticas conservacionistas que integram os manejos e visam a preservação dos ecossistemas e a conservação dos recursos naturais, por exemplo o solo. As ações que visam sua proteção são importantes para a obtenção de uma produção agrícola satisfatória (SAPKOTA et al., 2015; BESEN et al., 2018; FERNANDES, TEJO & ARRUDA, 2019; SALOMÃO et al., 2020).

Sendo assim, a partir do entendimento de que solos degradados resultam em produtividades reduzidas, perda de qualidade da água e, conseqüentemente, em atrasos no desenvolvimento da agricultura, entende-se que o Sistema Plantio Direto (SPD) é um sistema importante na busca pela produtividade e sustentabilidade agrícola (SOUZA, 2004; PRADO, 2014; BESEN et al., 2018; SALOMÃO et al., 2020).

Segundo Rodrigues (2005) o SPD é uma via para a sustentabilidade pois atua diretamente na redução dos impactos ambientais, sociais e econômicos causados pelos processos erosivos e, por consequência, diminui a ocorrência de externalidades negativas tanto no bem-estar da sociedade quanto nas atividades econômicas que dependem dos mesmos recursos ambientais. Entretanto, a aplicação do SPD como uma prática solitária para o estabelecimento da cultura não é garantia para a sustentabilidade e otimização da produção (FUENTES-LLANILLO et al., 2021). Esforços na transferência de tecnologia e outras práticas sustentáveis são necessários para reforçar a adoção simultânea dos princípios da Agricultura Conservacionista: cobertura permanente do solo, diversificação de culturas envolvendo rotações e mínimo revolvimento do solo (FUENTES-LLANILLO et al., 2021).

O SPD segundo Derpsch et al. (2014) é um sistema de produção agrícola caracterizado por: i) manutenção dos resíduos da cultura anterior na área; ii) movimentação mínima do solo preservando os resíduos da superfície; iii) aplicação diversificada de culturas com rotação de culturas e culturas de cobertura; iv) redução da taxa de mineralização da matéria orgânica; e v) favorecimento da atividade biológica no controle de pragas e plantas daninhas. Resumidamente, é possível inferir que são três os princípios do SPD: i) manutenção permanente da cobertura do solo; ii) mínimo ou nenhum revolvimento do solo; e iii) rotação de culturas (FEBRAPDP,

2021). Dessa forma, Goulart (2009) define que “o SPD é a forma de manejo conservacionista que envolve todas as técnicas recomendadas para aumentar a produtividade, conservando ou melhorando continuamente o ambiente”.

Vale ressaltar que esse método não é imediatista, por isso os ganhos ambientais e econômicos são esperados a médio e a longo prazo. Posto isso, o estudo, monitoramento e análise de uma área sob SPD deve ocorrer da implantação até a estabilização desse sistema. Esse acompanhamento faz-se necessário para alcançar os propósitos que Goulart (2009) e Derpsch et al. (2014) pontuaram, e inúmeros assuntos podem ser abordados nessas pesquisas tais como a qualidade do solo, a presença de plantas daninhas, pragas e doenças, a produtividade e economia das culturas, a conservação do solo e da água, dentre outros. De modo que é correto salientar que o SPD pode ser um sistema produtivo e sustentável, mas precisa ser manejado para contornar possíveis situações limitantes que levariam o sistema ao prejuízo (TELLES, 2015; PITTELKOW et al., 2015).

A qualidade do solo, por exemplo, deve ser estudada por meio de indicadores mensuráveis, em termos quantitativos e qualitativos, de forma que permita caracterizar, avaliar e acompanhar as alterações ocorridas em um dado ecossistema (KARLEN et al., 1997; NOGUEIRA, 2014; TORRES et al., 2015). Por se tratar de sistemas dinâmicos, as composições químicas, físicas e biológicas dos solos variam de acordo com fatores internos (material de origem, por exemplo), e externos, como práticas de manejo e uso da terra, interações do meio ambiente e dos ecossistemas, prioridades socioeconômicas e políticas (DORAN & PARKIN, 1994; SOJKA & UPCHURCH, 1999).

O SPD pode influenciar diretamente e indiretamente a qualidade física (CENTENO et al., 2017; SOKOLOWSKI et al., 2020; MONDAL & CHAKRABORTY, 2022), química (DINIZ et al. 2021; WULANNINGTYAS et al. 2021) e biológica do solo (MOITINHO et al. 2020; CARLOS et al., 2021), bem como a produtividade das culturas, o que torna o ambiente mais diversificado e a atividade agropecuária mais sustentável (SEIXAS, 2001; RODRIGUES, 2005; GOULART, 2009).

Portanto, o presente trabalho tem como objetivo apresentar uma revisão bibliográfica mostrando a dinâmica de benefícios e prejuízos do SPD relacionando com i) os atributos físicos, químicos e biológicos do solo; ii) a ocorrência de plantas daninhas, pragas e doenças; iii) a produtividade das culturas e economia; iv) a conservação do solo e da água; v) o balanço de gases de efeito estufa (GEE); e vi) plantas de cobertura, de modo a elucidar os principais desafios e benefícios desse sistema conservacionista.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo foi baseado em pesquisa bibliográfica teórica com caráter exploratório e abordagem qualitativa e envolveu a análise crítica das informações, ideias e conceitos sobre SPD. Objetivando o uso de publicações relevantes referentes ao tema procedeu-se com a busca de artigos, teses e livros em bases de dados com um vasto número de publicações. Assim, realizou-se uma busca completa nas bases SciELO, Elsevier e Google Acadêmico no período de março de 2021 a janeiro de 2023.

Para seleção dos trabalhos foram realizadas buscas com palavras-chave como “sistema de plantio direto”, “rotação de culturas”, “plantas de cobertura”, “produção sustentável”, “mudança no uso da terra” e “sustentabilidade”. Os critérios de escolha dos trabalhos utilizados foram a quantidade de citações dos mesmos e/ou a relevância para o escopo do tema pesquisado. As datas das publicações são diversas sendo que as citações mais antigas foram utilizadas, em sua maioria, para conceituar e caracterizar aspectos relacionados ao SPD, e as mais atuais para apresentar resultados de pesquisa, ideias e perspectivas sobre o tema abordado.

## 3 HISTÓRICO DO SISTEMA PLANTIO DIRETO

Diversos foram os fatores que levaram à criação e adoção do SPD. Em 1943, no livro “*Plowman’s Folly*” (A tolice do lavrador), o autor Edward H. Faulkner fazia uma das primeiras indagações sobre a necessidade ou não de arar o solo, pois segundo ele não havia razão científica para realizar o procedimento (CASSOL, DENARDIN & KOCHHANN, 2007). Todavia, foi somente na segunda metade dos anos 40, na Estação Experimental de Rothamsted, Inglaterra, que o preparo convencional do solo (PC) passou a ser considerado dispensável, quando não ocorresse competição do cultivo com plantas daninhas (CASSOL, DENARDIN & KOCHHANN, 2007).

Ainda nas décadas de 1940 e 1950 ocorria nos Estados Unidos e em outras partes da Europa pesquisas paralelas sobre o combate às plantas daninhas sem utilização de práticas mecânicas (CARDOSO, 2003). No ano de 1955, a empresa Imperial Chemical Industries – ICI (atual Syngenta), criou a molécula dessecante “Paraquat”, favorecendo a prática de combate às plantas invasoras sem uso de maquinário (CARDOSO, 2003).

Nos Estados Unidos, os estudos mais aprofundados sobre sistemas mais conservacionistas iniciaram na década de 60 com as pesquisas dos irmãos Young sobre o cultivo zero (CARDOSO, 2003; GOULART, 2009), que ainda nos anos 60 culminaram no lançamento

da primeira plantadeira com disco ondulado para corte da palha pela empresa Allis Chalmers (CARDOSO, 2003).

Para rotular tal processo surgiram diversas expressões: “*no-tillage*”, “*no-till*”, “*chemical/ploughing*”, “*zero-tillage*”, “*direct-seeding*”, “*direct drilling*”, “*direct-planting*”, “*residue farming*”, “*sod-planting*”, “*sod-seeding*”, “*plowless farming*” (CASSOL, DENARDIN & KOCHHANN, 2007). Porém, no Brasil elas foram traduzidas para “semeadura sem preparo do solo”, “plantio direto” e, atualmente, para “sistema de plantio direto” (CASSOL, DENARDIN & KOCHHANN, 2007).

Somente uma década depois, nos anos 70, foi relatado o início da experiência brasileira com o SPD por meio de ações do pioneiro Hebert Bartz, produtor em Rolândia, no estado do Paraná (GOULART, 2009; FERNANDES, 2019; FEBRAPDP, 2021). Em 1971, Hebert iniciou a trajetória em busca por um sistema de cultivo que contornasse as perdas de solo por erosão (CARDOSO, 2003; FEBRAPDP, 2021).

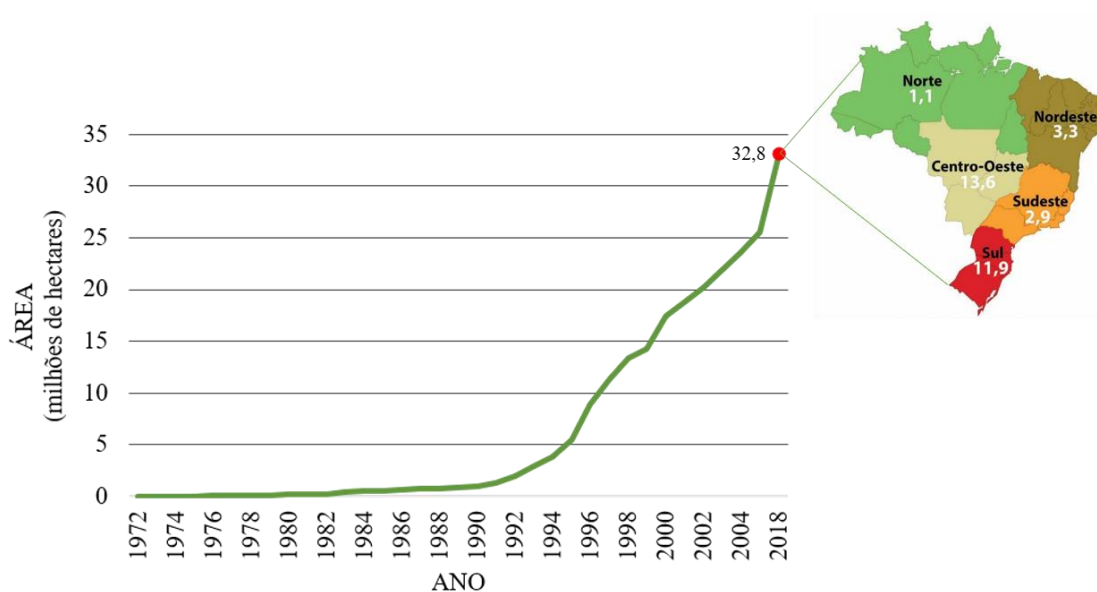
O ponto de partida foi as recentes pesquisas sobre o cultivo mínimo da Estação Experimental do Ministério da Agricultura, IPEAME, em Andirá no Paraná (CARDOSO, 2003; FEBRAPDP, 2021). Em seguida, Hebert buscou conhecimentos complementares sobre o SPD na Inglaterra e também nos Estados Unidos, e somente em 1972 pôde aplicar o sistema em 200 hectares de soja (CARDOSO, 2003; FEBRAPDP, 2021), utilizando equipamentos importados dos EUA (CASSOL, DENARDIN & KOCHHANN, 2007). Em paralelo, os produtores Franke Dijkstra e Manoel "Nonô" Henrique Pereira iniciaram o SPD em suas propriedades em Ponta Grossa, Paraná (CARDOSO, 2003; FEBRAPDP, 2021).

A partir daí, diversas pesquisas sobre o SPD foram se desenvolvendo e agregando novos conhecimentos a esse método conservacionista, como a inserção de plantas de cobertura e o processo de rotação de culturas (FERNANDES, 2019). Com isso, a área cultivada em SPD no território nacional foi expandindo, principalmente nas regiões Sul e Centro-Oeste e no ano de 2018 foram constatados mais de 30 milhões de hectares cultivados em SPD no Brasil (Figura 1) (FEBRAPDP, 2021; FUENTES-LLANILLO et al., 2021).

A adoção dessa prática conservacionista segundo Kassam et al. (2015) ocorre em mais de 150 milhões de hectares em todo o mundo. Os autores ainda relatam que a adoção do SPD em áreas agrícolas é quase a totalidade das áreas na Argentina, Paraguai e sul do Brasil, enquanto que nos EUA e na Europa chega apenas a 12% e 3% da área agrícola sob o sistema, respectivamente.

A implementação do SPD em áreas agrícolas ainda enfrenta limitações, como apresentado por Telles et al. (2022) em estudo realizado no Paraná. Na ocasião, foi verificado que 67% dos produtores rurais entrevistados relataram não ter pleno conhecimento de quais são as premissas da agricultura conservacionista, sendo a principal limitante as noções práticas da rotação de culturas.

A perspectiva, no entanto, é que pesquisa, ensino e extensão caminhem juntos para expandir a adoção do SPD com qualidade e prezando pelo retorno social, ambiental e financeiro (MEGIDO, 2016; TELLES et al., 2021).



**Figura 1** – Evolução da área territorial (em milhões de hectares) sob o Sistema Plantio Direto no Brasil e distribuição dessas áreas em 2018 nas regiões brasileiras.

Fonte: os autores, adaptado de FEBRAPDP, 2022.

#### 4. SPD E PROPRIEDADES BIOLÓGICAS DO SOLO

A fração biológica do solo é a mais sensível às mudanças de manejo por se tratar da fração bioquimicamente ativa, sendo, portanto, o principal indicador da saúde do ecossistema (CARDOSO et al., 2013; LING et al., 2016; CHEN et al., 2020).

A micro, meso e macrofauna edáficas exercem funções distintas na formação e disponibilização da matéria orgânica do solo (MOS), pois contribuem para a estruturação do ambiente terrestre, além de desempenharem um papel fundamental na decomposição de material vegetal, na ciclagem de nutrientes e na regulação dos processos biológicos do solo (BERUDE et al., 2015).

A microfauna compreende os rotíferos, protozoários, nematoides e tardígrados, entre outros invertebrados de tamanho menor do que 0,2 mm (ALVES et al., 2020). Possuem ciclos

de vida rápidos e se alimentam de outros organismos (PARRON et al., 2015). Somados aos fungos e às bactérias compõem a biomassa microbiana do solo, componente essencial para a regulação da ciclagem de nutrientes (MALIK et al., 2016; TRIVEDI et al., 2017).

Destacam-se nessa categoria os fungos micorrízicos que se associam às raízes das plantas aumentando o volume de solo explorado melhorando o crescimento e relações hídricas das plantas, e também a obtenção de nutrientes, a qualidade do solo e a fitossanidade (BAREA & KASUYA, 2021). Além disso, os fungos liberam exsudados orgânicos (glomalina, polissacarídeos, hidrofobinas, entre outros) que podem atuar como agentes cimentantes formando e estabilizando os agregados do solo, de modo que servem como agentes-dreno de carbono orgânico (BORGES, CARNEIRO & PAULINO, 2020).

As bactérias realizam a fixação biológica de nitrogênio (FBN) e são responsáveis por aproximadamente 87 % de todo N fixado pelos meios naturais de fixação do elemento (ARRESE-IGOR, HUNGRIA & BONILLA, 2021; TAIZ et al., 2021), e também atuam na formação e estabilidade dos agregados devido à produção de polissacarídeos (BORGES, CARNEIRO & PAULINO, 2020).

A mesofauna compreende as populações de animais entre 100 µm e 2 mm, formada por ácaros, colêmbolos, aracnídeos, diversas ordens de insetos e alguns oligoquetos (LAVELLE, 1997). Esses organismos contribuem na humificação, redistribuição da MOS e estimulação da atividade microbiana (BERUDE et al., 2015) e são responsáveis também pela fragmentação do material vegetal em decomposição (CORREIA & OLIVEIRA, 2000).

Já a macrofauna compreende os organismos visíveis a olho nu (>2 mm), os quais têm a habilidade de criar galerias no perfil do solo facilitando a percolação de água e nutrientes em profundidade, aumentando a superfície de contato e, portanto, a disponibilidade de substrato orgânico à atividade microbiana. São considerados engenheiros do ecossistema e têm como exemplares as minhocas, formigas e cupins (CERETTA & AITA, 2008). Balin et al. (2017) avaliaram a fauna edáfica e concluíram que em SPD a diversidade de organismos foi maior. Os autores associaram os resultados à maior disponibilidade de alimento, à menor amplitude térmica e à maior umidade do solo nos sistemas conservacionistas de manejo. Baretta et al. (2006), Wang et al. (2017), Pessotto et al. (2020), Chen et al. (2020) e Faria (2021) obtiveram resultados semelhantes. Ainda conforme Balin et al. (2017), a diversidade das plantas de cobertura tem relação direta com a diversidade dos organismos presentes no solo devido à formação e disponibilização de diferentes fontes energéticas, principalmente tratando-se da relação C/N do material (BARETTA et al., 2006; BALIN et al., 2017; PESSOTTO et al., 2020;

FARIA, 2021), sendo que o estoque da MOS é regulado pelo aporte dos resíduos orgânicos e pela taxa de decomposição das frações orgânicas (HOFFMANN et al., 2018).

Ressalta-se que outro componente fundamental para a formação da MOS são as raízes, estudos estimam que o sistema radicular contribui com cerca de 2,5 vezes mais para o carbono da MOS em comparação à parte aérea das plantas (RASSE, RUMPEL & DIGNAC, 2005; VIVANCO & AUSTIN, 2006). Essa diferença pode estar atrelada à liberação de exsudados que promovem maior atividade dos microrganismos e funciona como agente agregador das partículas do solo (SOANE et al., 2012; SALTON & TOMAZI, 2014).

Em síntese, a MOS é um componente que possui grande importância na capacidade produtiva dos solos, isso ocorre em decorrência dos efeitos sobre a disponibilidade de nutrientes, na capacidade de troca catiônica, na complexação de elementos tóxicos e micronutrientes, na agregação, na infiltração e retenção de água, na aeração e na atividade da biomassa microbiana (OLIVEIRA & SOUTO, 2011; CHEN et al., 2020). Além disso, a rotação de culturas adotada continuamente em SPD é um dos principais fatores para determinação da qualidade da MOS superficial e também para a promoção da ciclagem dos nutrientes em profundidade (SILVA et al., 2009; SOANE et al., 2012).

Segundo Novak et al. (2017), as mudanças no C da biomassa microbiana (C-BMS), na respiração basal (C-CO<sub>2</sub>), no quociente metabólico (qCO<sub>2</sub>) e no quociente microbiano (qMIC) são informações que permitem prever sobre os processos ecológicos do solo.

O mínimo revolvimento do solo proporcionado pelo SPD pode ser capaz de preservar o habitat dos microrganismos de importância agrícola (bactérias diazotróficas, fungos micorrízicos arbusculares, etc), permitindo maior acúmulo de carbono pela biomassa microbiana e decréscimo no qCO<sub>2</sub>, o que indica uma condição de equilíbrio no solo (HOLLAND, 2004; GONÇALVES et al., 2019). Antunes et al. (2020) verificaram aumento no número de bactérias diazotróficas em um SPD com *Avena strigosa* Schreb. (aveia preta) como planta de cobertura.

O C-BMS varia de acordo com o manejo do solo, sendo que os maiores valores desse indicador de qualidade são encontrados em ambientes sem ou com mínima perturbação, como o caso do SPD (ADAMS & LAUGHLIN, 1981; BALOTA et al., 1998). Acréscimos no C-BMS foram observados por Antunes et al. (2020) em SPD com aveia, por Chen et al. (2020) em uma meta-análise sobre sistemas conservacionistas, e por Leite et al. (2021) comparando PC com SPD utilizando *Pennisetum glaucum* (milheto), *Sorghum bicolor* (sorgo) e *Crotalaria juncea* (crotalária) como plantas de cobertura.

A C-CO<sub>2</sub> realizada pelos microrganismos pode ser um indicativo de estresse no sistema. É reduzida quando o sistema é mais estável e eficiente, gerando, portanto, menos perdas de C como CO<sub>2</sub> para a atmosfera e mais acúmulo do elemento à biomassa microbiana (INSAM & DOMSCH, 1988; ANTUNES et al., 2020; FIRTH et al., 2022).

O qCO<sub>2</sub> é uma relação entre o C presente na microbiota edáfica e a respiração basal. Altos valores de qCO<sub>2</sub> indicam que a microbiota está realizando a oxidação do C celular para ter condições de manutenção e adaptação às condições de estresse a que foram impostas (ANDERSON & DOMSCH, 1990; ISLAM & WEIL, 2000; SILVA, AZEVEDO & DE-POLLI, 2007). Já o qMIC indica a fração viva do C orgânico do solo (KASCHUK, ALBERTON & HUNGRIA, 2010; YU, GLAZER & STEINBERGER, 2014).

Zhang et al. (2018) estudando a camada de 0-5 cm do solo obtiveram valores de 420,10 mg kg<sup>-1</sup>, 1,13 mg g<sup>-1</sup>, 0,46 mg kg<sup>-1</sup> e 2,15 % em SPD com sucessão *Zea mays* L. (milho)-*Glycine max* L. (Merr.) (soja) para os parâmetros C-BMS, qCO<sub>2</sub>, C-CO<sub>2</sub> e qMIC, respectivamente. Os resultados obtidos pelos autores em PC foram 325,40 mg kg<sup>-1</sup> de C-BMS, 1,41 mg g<sup>-1</sup> de qCO<sub>2</sub>, 0,42 mg kg<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> e 1,83 % de qMIC.

Kaschuk, Alberton & Hungria (2010) compilaram resultados dos indicadores biológicos do solo em uma meta-análise, comparando PC com SPD no Brasil. Os autores analisaram diversas rotações dentro do SPD, para a rotação tremoço (*Lupinus albus* L.) - milho-aveia preta-soja-trigo (*Triticum aestivum* L.)-soja os valores de C-BMS foram de 272 mg kg<sup>-1</sup> e 625 mg kg<sup>-1</sup>, para PC e SPD, respectivamente. Para a sucessão milho-trigo o C-BMS foi de 155 mg kg<sup>-1</sup> para PC e 238 mg kg<sup>-1</sup> para SPD. Ao analisar estudos somente com PC, os autores verificaram que a sucessão soja-milho apresentou valores máximos de C-BMS de 299 mg kg<sup>-1</sup>, enquanto que o valor máximo para esse indicador na rotação *Oryza sativa* L. (arroz)-soja-milho foi de 160 mg kg<sup>-1</sup>. Estes resultados ressaltam a importância do SPD na manutenção da atividade microbiana do solo.

Os resultados encontrados por Feitosa Júnior et al. (2019) ao analisarem o cultivo de soja mostram que solos manejados sob SPD obtiveram melhor desempenho em relação ao C-BMS, C-CO<sub>2</sub>, qMIC e qCO<sub>2</sub>, contribuindo para a manutenção da qualidade do solo. Analisando a camada de 0-5 cm os valores de C-BMS em PC foram muito menores aos encontrados em SPD e cerrado nativo, com médias de 164,55 mg kg<sup>-1</sup> para PC, 538,09 mg kg<sup>-1</sup> para SPD e 867,6 mg kg<sup>-1</sup> para cerrado. Ainda, foram demonstrados os valores do indicador (C-BMS) para as profundidades de 5-10 cm e 10-20 cm, sendo para SPD 513,71 mg kg<sup>-1</sup> e 495,95 mg kg<sup>-1</sup>; nestas mesmas profundidades e ordem, os valores de C-BMS foram 159,91 mg kg<sup>-1</sup> e 179,20 mg kg<sup>-1</sup>

para PC e para cerrado 965,45 mg kg<sup>-1</sup> e 931,68 mg kg<sup>-1</sup>. Estes resultados evidenciam que o cerrado nativo possui biomassa microbiana mais elevada do que solos em que houve alguma ação antrópica e/ou distúrbios, e que o SPD tem valores de C-BMS pelo menos 2 vezes maiores que o PC (FEITOSA JÚNIOR et al., 2019).

Quanto ao C-CO<sub>2</sub>, foram observados valores maiores nos sistemas PC e cerrado do que no sistema de SPD nas camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Estes valores de PC maiores que SPD são explicados pelo fato de que o revolvimento do solo quebra os agregados do solo e expõe a microbiota, estimulando-a a aumentar sua taxa de respiração (FEITOSA JÚNIOR et al., 2019). Os autores também verificaram um qMIC decrescente na seguinte ordem nos sistemas cerrado, SPD e PC para as camadas 0-5, 5-10 e 10-20 cm.

Diante desses resultados, Feitosa Júnior et al. (2019) concluíram que o SPD promoveu o aumento no C-BMS e no qMIC, o que associado à redução no qCO<sub>2</sub> indica que o sistema está em equilíbrio em comparação ao PC. Portanto, associa-se qCO<sub>2</sub> e qMIC com a resistência e a resiliência do sistema; este será considerado resiliente quando a resistência do C-BMS decresce significativamente após distúrbio e qCO<sub>2</sub> e qMIC são pouco afetados. Sendo a resiliência grande vantagem, pois indica que após perturbações pode se recuperar a qualidade do solo (KASCHUK, ALBERTON & HUNGRIA, 2010).

Por fim, é correto afirmar que os organismos do solo têm papel fundamental nos ecossistemas naturais e agrossistemas e, portanto, são essenciais para a sustentabilidade global. A manutenção da diversidade de organismos no solo é responsável pela sustentação da fertilidade dos solos, uma vez que medeiam os ciclos biogeoquímicos de C e N e atuam como reservatório de nutrientes para as plantas (MALIK et al., 2016; TRIVEDI et al., 2017).

Sabendo que as práticas e a forma de uso do solo afetam diretamente as populações e a atividade da fauna edáfica, é preciso lançar mão de mecanismos em que abundância e diversidade destas comunidades sejam potencializadas, como é o caso do SPD (LING et al., 2016; BATISTA et al., 2018; FARIA, 2021).

## **5 SPD E AS PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO**

A aplicação do SPD pode promover profundas mudanças nas propriedades químicas do solo, ocasionando, por exemplo, alterações na concentração e distribuição de nutrientes no perfil do solo (RHEINHEIMER et al., 1998; SILVEIRA & STONE, 2001; FALLEIRO et al., 2003; PEREIRA et al., 2009; LORO et al., 2016; DINIZ et al., 2021).

A redução ou até mesmo a ausência do revolvimento do solo pode levar ao acúmulo superficial de nutrientes (MERTEN & MIELNICZUK, 1991), especialmente de fósforo (P), que em relação às camadas subsuperficiais, pode apresentar teores até 10 vezes superiores (13,1; 5,7 e 3,3 mg dm<sup>-1</sup> nas camadas de 0-10, 10-20 e 20-30, respectivamente), decorrente da pouca mobilidade desse nutriente no solo (RHEINHEIMER et al., 1998; SILVEIRA & STONE, 2001). Esse acúmulo pode ser causado tanto pela deposição e manutenção dos resíduos sob a superfície quanto pelo modo de aplicação de adubos no SPD (PEREIRA et al., 2009).

Partindo desse pressuposto, pode-se dizer que existe a necessidade de avaliar os atributos químicos do solo para compreender os ganhos e/ou perdas na sua qualidade decorrentes da implantação do SPD (DORAN & PARKIN, 1994). Dentre os quais, são analisados a MOS, o carbono orgânico (C<sub>org</sub>), a saturação por alumínio (m%), a acidez potencial (H+Al), o pH, concentrações disponibilidade de nutrientes como cálcio (Ca<sup>2+</sup>), potássio (K<sup>+</sup>), magnésio (Mg<sup>2+</sup>), P e nitrogênio (N), a saturação de bases (V%) e, por fim, a capacidade de troca catiônica (CTC efetiva e potencial) (RHEINHEIMER et al., 1998; CAVALCANTE et al., 2007; FAVARATO et al., 2015; NUNES et al., 2020; DINIZ et al., 2021).

Segundo Machado et al. (2014), a MOS é um excelente indicador da qualidade do solo, pois é totalmente influenciada pelo tipo de manejo adotado. Como mencionado anteriormente, um dos princípios do SPD é a manutenção permanente da cobertura do solo, resultando em acúmulo de resíduos vegetais em superfície e no aumento do teor de MOS (SEIXAS, 2001). Esse aumento, por sua vez, influencia tanto os atributos químicos como também os físicos e biológicos (ANDRADE, STONE & SILVEIRA, 2009; CAMPOS et al., 2018), além de alterar o pH do solo, a toxidez por alumínio e a dinâmica de nutrientes (ANGHINONI, 2007).

Campos et al. (2018) compararam os dados de teores da MOS em uma área com mata nativa (MN) e outras duas sob cultivo de milho em SPD e plantio direto diferenciado (SPDD) onde utilizou-se calagem no estabelecimento do sistema e grade leve para incorporação, além do cultivo de aveia preta para formação de palhada. Os autores concluíram que ambos os SPD do experimento favoreceram a manutenção da MOS (SPD 3,54 dag kg<sup>-1</sup> e SPDD 3,66 dag kg<sup>-1</sup>), sendo, inclusive, equivalente à MN com 3,41 dag kg<sup>-1</sup>. Tal resultado demonstra que as áreas agrícolas estão conservadas semelhante à MN e que o SPD permitiu uma maior sustentabilidade do agroecossistema graças ao aporte de resíduos orgânicos em superfície aliado ao mínimo revolvimento do solo.

Tais ações podem ocasionar também um acúmulo de C<sub>org</sub> no perfil do solo (CAMPOS et al., 2011; CAMPOS et al., 2018). Nunes et al. (2020) ao realizarem estudo em Latossolo

Vermelho distrófico no Paraná com diferentes tipos de sistemas agrícolas (SPD e PC) na profundidade de 0-20 cm verificaram que a área sob SPD apresentou o maior teor de  $C_{org}$  no solo dentre os tratamentos comparados. Os valores obtidos para  $C_{org}$  foram  $17,79 \text{ g kg}^{-1}$  para SPD e  $11,23 \text{ g kg}^{-1}$  para PC, sendo que o  $C_{org}$  do SPD foi estatisticamente similar ao apresentado pela MN ( $16,47 \text{ g kg}^{-1}$ ). A idade de implementação do SPD nessas áreas variou de 7 a 26 anos.

O alumínio ( $Al^{3+}$ ) é um dos principais responsáveis pelo menor desenvolvimento das plantas em solos ácidos e é considerado uma das maiores preocupações na produção de alimentos nesses solos (ECHART & CAVALLI-MOLINA, 2001; MARTINS et al., 2020). O  $Al^{3+}$  está presente no solo principalmente como um cátion de forma livre ( $Al^{3+}$ ) e geralmente ocupa a maior parte das cargas negativas nos solos, entretanto, é a sua biodisponibilidade na solução do solo que proporciona a fitotoxicidade (DELHAIZE, GRUBER & RYAN, 2007).

Constantemente a fitotoxidez por  $Al^{3+}$  em solos sob o SPD é baixa ou até mesmo nula. Alguns autores atribuem essa característica ao aumento no conteúdo de MOS nesse tipo de sistema, que por sua vez aumenta as cargas negativas do solo e a complexação do  $Al^{3+}$  com moléculas orgânicas (ZAMBROSI, 2007; SÁ et al., 2009; SEGNINI et al., 2013; MARTINS et al., 2020; DINIZ et al., 2021). Além disso, o SPD por apresentar maior disponibilidade de nutrientes nas camadas superficiais pode promover modificações na atividade do  $Al^{3+}$  devido a maior força iônica da solução do solo (ROSSIELO & JACOB NETO, 2006; MARTINS et al., 2014; MARTINS, 2020).

Conforme analisado por Spera et al. (2014), o SPD apresentou o menor teor (8 %) e a menor atividade do  $Al^{3+}$  ( $1,8 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ) na camada de 0 a 6,7 cm do solo quando comparado aos outros tipos de manejos avaliados. Os valores para teor e atividade do  $Al^{3+}$  foram 30 % e  $24,3 \mu\text{mol dm}^{-3}$  para PC e 16 % e  $6,5 \mu\text{mol dm}^{-3}$  preparo mínimo (PM) – na camada de 0 a 6,7 cm do solo. Este padrão também foi observado na camada de 6,8 a 20 cm (SPD 11 % e  $6,7 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ; PC 24 % e  $18,2 \mu\text{mol dm}^{-3}$ ; PM 23 % e  $21,2 \mu\text{mol dm}^{-3}$ , valores de teor e atividade do  $Al^{3+}$ , respectivamente).

Campos et al. (2011) encontraram uma redução na acidez potencial do solo, de  $9,41 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  no Cerrado Nativo na camada de 0-5 cm em período chuvoso, para  $4,32 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  em SPD com 3 anos e  $6,53 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$  em SPD com 9 anos, por exemplo (CAMPOS et al., 2011). O aumento na  $H+Al$  de um solo sob SPD pode ser indicativo de um processo de reacidificação devido ao tempo em que foi realizado a primeira correção da acidez (geralmente no início do SPD) ou pela utilização de adubos nitrogenados que podem alterar alguns atributos químicos, como a m % e a acidez, ou pelo aumento da MOS (SPERA et al., 2011; MARTINS,

2013; DINIZ et al., 2021). Entretanto, segundo Rheinheimer et al. (2018), essa re-acidificação do solo é lenta, conforme comprovado em seus estudos, no qual o processo de re-acidificação resultou em apenas 20 % da H+Al original, mesmo após 24 anos sem reaplicar o calcário dolomítico com 60 % de PRNT.

Campos et al. (2011) também observaram uma grande redução da m % nos SPD implantados em um Latossolo Amarelo distófico de textura franco-argilo-arenosa no sudoeste piauiense, sendo muito abrupta nas camadas superficiais do solo (0-5 cm). Os valores de m % observados na estação chuvosa foram: 83,4 % no cerrado nativo, 17,7 % no PC com 3 anos (PC3), 7,0 %, 4,5 % e 3,7 % nos SPD com 3, 5 e 9 anos (SPD3, SPD5 e SPD9), respectivamente; e na estação seca foram: 88,6 % no cerrado, 24,0 % no PC3, 16,4 % no SPD3, 13,8 % no SPD5 e 18,6 % no SPD9. Os autores atribuíram a redução da m% ao aumento de pH e à complexação de  $Al^{3+}$  por compostos orgânicos, principalmente nos tratamentos sob SPD5 e SPD9 (CAMPOS et al., 2011).

A m% (DINIZ et al., 2021), a MOS (CAMPOS et al. 2018) e a H+Al (MARTINS, 2013) possuem relação direta com o pH do solo, podendo influenciar ou ser influenciada por esse. Segundo Martínez et al. (2013), diferentes grupos funcionais que compõem a MOS (grupos carboxílicos, p.e.), liberam ao solo  $H^+$  e criam ambientes mais ácidos nas camadas superficiais do solo, que por sua vez podem afetar tanto a H+Al, quanto o teor de  $Al^{3+}$ , restringindo o crescimento das raízes das plantas. Em contrapartida e mais comumente verificado em SPD, Falleiro et al. (2003) e Pereira et al. (2009) constataram que as camadas superficiais do solo, onde tem-se a maior quantidade de MOS, apresentam valores de pH mais elevados (mais alcalinos), o qual decresce com o aumento da profundidade, sendo atribuído principalmente às características tamponantes da MOS e pela movimentação limitada do calcário ao longo do perfil do solo nesse sistema.

Denardin et al. (2019) verificaram que a produtividade do arroz foi 3,4% maior no SPD em relação ao sistema PC, resultado associado à melhoria das condições físico-químicas proporcionadas pelo SPD. Neste estudo, foi observado aumento de pH para SPD (5,7) na camada de 5-10 cm, ficando acima do PC (5,3), sendo que o SPD foi o único sistema que apresentou pH dentro da faixa ótima para o cultivo do arroz (entre 5,5 e 6,0). O aumento do pH foi associado à decomposição lenta e contínua dos resíduos vegetais.

Mesmo que a manutenção dos resíduos vegetais promova a ciclagem de nutrientes e reduza o volume de utilização de fertilizantes em áreas sob SPD, a reposição de nutrientes é imprescindível para potencializar a produtividade das culturas, principalmente a adubação

fosfatada (SALTON, HERNANI & FONTES, 1998). A ciclagem do P orgânico da MOS tem uma grande importância na conservação da biodisponibilidade de P para as plantas, entretanto, não é suficiente para a obtenção da máxima produtividade econômica das culturas comerciais (SANTOS, 2008). Todavia, a forma inadequada de aplicação de fertilizantes fosfatados no solo sob SPD no Brasil (aplicação superficial a lanço) vem acarretando aumentos exagerados de P na camada superficial e não tem corrigido sua deficiência nas camadas inferiores do solo (SANTOS, 2008). Dessa forma, a aplicação de fosfato deve ser realizada na linha de semeadura, sempre que houver probabilidade de resposta da cultura à aplicação do fertilizante (SANTOS, 2008; REIS GONÇALVES et al., 2019).

Além da utilização de fertilizantes, a implantação de uma cultura de cobertura, antecedendo a principal visa disponibilizar nutrientes ao longo do tempo, principalmente P e N, e ainda objetiva reter e armazenar água das chuvas, aumentar o estoque de C do solo e proteger o solo dos processos erosivos (FAVARATO et al., 2015). Para promover a máxima ciclagem de nutrientes e evitar perdas excessivas, os resíduos da cultura de cobertura devem possuir uma maior relação C/N, pois quanto maior essa relação, mais lenta é a mineralização dos resíduos e por mais tempo os nutrientes ficam disponíveis para as plantas (SILVA et al., 2017).

Promover a ciclagem de nutrientes é um dos principais intuitos da manutenção da palhada sobre a superfície do solo no SPD, algo que pode acarretar em economia nos gastos com fertilizantes (FEBRAPDP, 2021). Entretanto, a redução ou até mesmo a ausência do revolvimento do solo pode levar ao acúmulo superficial de nutrientes que diminui com o aumento da profundidade do solo (MERTEN & MIELNICZUK, 1991). Característica comum em relação ao teor de P ao longo do perfil de um solo sob SPD, pois este elemento apresenta uma baixíssima mobilidade no solo (SILVEIRA & STONE, 2001).

Uma graduada diminuição nos teores ao longo do perfil do solo pode ser constatada para o N, como visto em uma amostragem realizada em Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com milho sob SPD em Santa Maria, RS. Na camada de 0-5 cm do solo foi observado 700 mg kg<sup>-1</sup> de N-total, enquanto que nas camadas de 5-10, 10-20 e 20-40 foi observado 653, 503, 470 mg kg<sup>-1</sup> de N-total, respectivamente (RHEINHEIMER et al., 1998).

Redução que pode ser verificada também em um Latossolo Vermelho distroférico de textura argilosa no município de Tibagi, PR, em que soja e milho foram cultivados no verão e trigo e aveia no inverno, desde 1979 (22 anos antes do estudo). Os teores de N-total no SPD no ano com sucessão de milho e trigo foram de 2,68, 2,32, 1,34 e 0,97 g kg<sup>-1</sup>, nas profundidades

0-2,5; 2,5-5; 5-10 e 10-20, respectivamente; e no ano com sucessão de soja e trigo foram, respectivamente, de 2,27, 1,52, 1,20 e 1,00 g kg<sup>-1</sup> (SIQUEIRA NETO, 2010). Fato que pode ser atribuído a elevada presença de resíduos culturais que passam a compor a MOS, a rotação de culturas e ao não revolvimento do solo, que favorecerem a proteção física e estabilização da MOS com o acúmulo de C e N (SIQUEIRA NETO, 2010; DINIZ et al., 2021).

Pedroso et al. (2016) analisando Latossolo Amarelo distrófico em Tailândia no Pará, verificaram que o K<sup>+</sup> disponível tem seu teor reduzido de acordo com o aumento da profundidade, sendo encontrado 63 mg dm<sup>-3</sup> na camada de 0-10 cm e 36 mg dm<sup>-3</sup> na camada de 20-30 cm, o que foi atribuído pelos autores a grande quantidade de biomassa remanescente na superfície do solo que fornece incrementos deste nutriente à camada mais superficial. Todavia, o K<sup>+</sup> também pode descer pelo perfil do solo, alcançando valores relativamente altos nas camadas mais profundas, pois é um nutriente que possui relativa mobilidade no solo (CRUSCIOL et al., 2010).

Dois outros macronutrientes também tendem a ter tal comportamento, o Ca<sup>2+</sup> e o Mg<sup>2+</sup>. Pereira et al. (2009) realizaram um estudo em Latossolo Amarelo distrófico sob SPD em Alagoas. Os autores verificaram que na camada de 0-10 cm o teor encontrado de Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup> foi de 5,75 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup> e para as camadas de 10-20, 20-30 e 30-40 cm foi encontrado respectivamente os teores 3,72, 1,83 e 1,18 cmol<sub>c</sub> dm<sup>-3</sup>, o que foi atribuído também ao não revolvimento do solo e à ciclagem dos nutrientes pelas plantas. Em consonância com o apresentado, outro trabalho realizado em um Argissolo Vermelho-Amarelo cultivado com milho sob SPD em Santa Maria, RS, apresentou os seguintes resultados para os teores de Ca<sup>2+</sup>+Mg<sup>2+</sup> ao longo do perfil do solo de 32, 24, 20 e 14 mmol dm<sup>-3</sup> para profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm, respectivamente (RHEINHEIMER et al., 1998). Comportamento corroborado também por Campos et al. (2011) e Diniz et al. (2021) em seus respectivos estudos.

Hanke et al. (2022) comparando SPD com PC verificaram que a CTC efetiva, SB e V% foram maiores para SPD, resultado esperado uma vez que também foram detectados para este sistema o aumento nos teores de Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e K<sup>+</sup>. O P também foi maior em SPD, variando de 4,4 a 13,2 mg dm<sup>-3</sup>. O efeito positivo do SPD sobre a fertilidade do solo associa-se com a redução da perda de solo.

No estudo de Denardin et al. (2019), o K<sup>+</sup> disponível apresentou comportamento semelhante ao longo do perfil do solo para os distintos manejos, com exceção da camada de 5-10 cm em que o K<sup>+</sup> disponível em SPD (18 mg kg<sup>-1</sup>) foi menor que em PC (média de 30 mg kg<sup>-1</sup>). A ciclagem de nutrientes pela adoção do SPD também aumentou os teores de MOS, CTC,

$\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  no SPD. Tanto para SPD quanto para PC, os teores de  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  trocáveis permaneceram acima do limite crítico para o desenvolvimento do arroz (2,0 e 0,5  $\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$ , respectivamente) até a profundidade de 20 cm do solo.

Em estudo realizado por Mrabet et al. (2001) a distribuição de  $\text{K}^+$  no perfil do solo foi similar à do P extraível e ambos afetados pelo sistema de manejo adotado. O teor  $\text{K}^+$  era 67% e 27% maior sob SPD em comparação com PC nas profundidades de 0-2,5 e 2,5-7,0 cm, mas era 16% menor na profundidade de 7,0-20,0 cm. Os autores associaram o aumento de  $\text{K}^+$  disponível em superfície em SPD à retenção do elemento pelos restos culturais. O SPD teve P extraível significativamente maior do que PC nas duas primeiras profundidades (0-2,5 cm e 2,5-7,0 cm), mas na subsuperfície apenas uma diferença de 2 ppm foi encontrada entre SPD e PC. O P teve sua concentração no solo enriquecida principalmente devido a rizosfera e a maior concentração de MOS em superfície, o que explica a depleção do nutriente em profundidade em SPD quando comparado ao PC. Os autores ainda concluíram que diante deste cenário a redução das quantidades de fertilizantes utilizadas em SPD poderia ser viável.

Da mesma maneira, os micronutrientes Zinco (Zn), Manganês (Mn), Boro (B) e Ferro (Fe) também reduzem seus teores no perfil do solo, de acordo com o aumento da profundidade. Conforme ficou demonstrado por Campos et al. (2018) nas análises químicas de duas profundidades (0-20 e 20-40 cm) de Argissolo distrófico situado em Coimbra, MG, cultivado sob SPD há 13 anos. O teor de Zn encontrado na camada mais superficial foi de 9,15  $\text{mg dm}^{-3}$ , enquanto que na de 20-40 cm encontrou-se o valor de 2,20  $\text{mg dm}^{-3}$ , quatro vezes menor do que a camada superior. Taxa similar ao que foi encontrado para Mn, em que a camada de 0-20 cm apresentou um valor 3 vezes maior que a camada inferior, 82,25  $\text{mg dm}^{-3}$  e 28,85  $\text{mg dm}^{-3}$ , respectivamente. Já para Fe e B não foi obtido uma taxa tão abrupta de redução, mas ainda assim constatou-se uma diminuição nos seus teores com a profundidade, sendo respectivamente os valores de Fe, 49,95 e 38,40  $\text{mg dm}^{-3}$ , e de B 0,40 e 0,25  $\text{mg dm}^{-3}$  para as camadas de 0-20 e 20-40 cm, nesta ordem.

Dados que foram corroborados por Pedroso et al. (2016) analisando um Latossolo Amarelo distrófico em Tailândia no Pará, mensurando os teores de Zn e Mn nas profundidades de 0-10 e 20-30 cm, sendo eles 12,9 e 5,2  $\text{mg dm}^{-3}$  de Zn e 20,1 e 9,4  $\text{mg dm}^{-3}$  de Mn, respectivamente. Algo que foi também atestado por Moreira et al. (2016) para Mn (0-5 20,8  $\text{mg kg}^{-1}$ , 5-10 16  $\text{mg kg}^{-1}$  e 10-20 11,2  $\text{mg kg}^{-1}$  de Mn), mas não para Zn, visto que encontrou 2,7, 1,5 e 2,6  $\text{mg kg}^{-1}$  de Zn nas respectivas profundidades, 0-5, 5-10 e 10-20.

Silva et al. (2017) promoveram um estudo em uma área de SPD implantado há 10 anos em Selvíria, MS, com as seguintes espécies de cobertura em cultivo solteiro ou consorciadas: milho, crotalária, *Cajanus cajan* L. Millsp. (guandu), *Mucuna aterrima* (Piper & Tracy) Merr. (mucuna), milho+guandu, milho+crotalária e milho+mucuna. Os autores verificaram que não houve relação das plantas de cobertura utilizadas com os valores de pH ( $\text{CaCl}_2$ ), H+Al, SB, CTC e V %. No entanto, o uso desses cultivos resultou em alterações nos valores de P, MOS,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$ . O teor de P disponível foi 56 e 33 % maior que o pousio nos tratamentos mucuna e o consórcio milho+mucuna, respectivamente. A MOS foi acrescida nos tratamentos de cobertura, principalmente quando o milho foi utilizado solteiro devido ao aporte de resíduo vegetal em superfície. Fato que é exemplificado ao comparar a MOS com a do pousio, que produziu quantidade insuficiente de palhada. O guandu foi responsável por disponibilizar maiores teores de  $\text{K}^+$  trocável. O  $\text{Ca}^{2+}$  trocável foi maior no consórcio de milho+mucuna e independente da cultura de cobertura os valores de  $\text{Ca}^{2+}$  foram considerados altos. O  $\text{Mg}^{2+}$  trocável até mesmo sob pousio apresentou valores considerados altos, mas o maior teor foi observado na associação milho+guandu (SILVA et al., 2017).

## 6 SPD E AS PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO

Dentre os atributos físicos do solo tem-se a textura, a estrutura, a estabilidade dos agregados, a porosidade, a densidade, a consistência do solo, a resistência do solo à penetração e a infiltração de água. Sendo assim, entender cada uma dessas características é de fundamental importância para o direcionamento correto do manejo a ser adotado visando boas produtividades agrícolas (FALLEIRO et al., 2003; SPERA et al., 2006; CENTENO et al., 2017; ARAÚJO et al., 2021).

Por isso, no momento da tomada de decisão para implementação de um tipo de manejo do solo, também devem ser consideradas as classes de solo, as condições climáticas, os sistemas de cultura utilizados, o tempo de uso dos diferentes sistemas de manejo e a condição de umidade do solo em que são realizadas as operações de campo, pois estes determinarão a magnitude dos efeitos do manejo sobre as propriedades físicas do solo (COSTA et al., 2003; FALLEIRO et al., 2003; SPERA et al., 2006; CENTENO et al., 2017).

Segundo Costa et al. (2003), as práticas agrícolas têm maior impacto sobre as propriedades físicas em solos arenosos comparado aos argilosos. Além disso, os autores destacam que o uso e manejo do solo em seu estado natural de formação irá promover alterações em suas propriedades físicas seja qual for o manejo adotado.

As partículas minerais de diferentes tamanhos (argila, silte e areia) e sua proporção no solo determinam a textura e essa relação sofre influência principalmente pelo material de origem e pelo grau de intemperismo (TOMA, VILAS BOAS & MOREIRA, 2017). Sendo assim, pode-se dizer que a textura é uma característica estável do solo e não é passível de mudança em escalas temporais curtas ou em função de manejos do solo (TOMA, VILAS BOAS & MOREIRA, 2017). Corroborando com essa informação, Pragana et al. (2012) verificaram em Latossolos Amarelos da região do Cerrado piauiense, sob SPD, que não houve diferença significativa das frações granulométricas em relação ao cerrado nativo após 3, 4 e 8 anos de cultivo sob SPD.

No entanto, apesar de não sofrer modificações conforme as práticas de manejo, a textura deve ser utilizada como base para a determinação das práticas agrícolas que serão aplicadas, objetivando oferecer condições adaptadas às características do solo. No caso do SPD, a cobertura morta servirá não somente como um adubo orgânico, mas como um condicionador biofísico do solo que oferece melhorias nas condições físicas, como a porosidade (RONQUIM, 2010). Dessa forma, entende-se que a textura e a mineralogia exercem influência na resistência e resiliência dos solos aos efeitos das práticas agrícolas (SEYBOLD, HERRICK & BREJDA, 1999).

A estrutura do solo refere-se ao tipo de arranjo das partículas em estruturas, os agregados, que são separados entre si por superfícies de fraqueza ou somente sobrepostos sem conformação definida (SANTOS et al., 2013; RALISCH et al., 2017). Ou seja, trata-se da formação de agregados entre as frações de argila, silte e areia e também da matéria orgânica, viva ou morta, e do espaço poroso formado entre eles (TOMA, VILAS BOAS & MOREIRA, 2017). A estrutura pode ser alterada devido à processos antrópicos e ao grau de intensidade dos mecanismos de mobilização do solo, refletindo de forma imediata os efeitos do manejo ao qual é submetido (SHAFFER & JOHNSON, 1982; RALISCH et al., 2017). Sendo assim, o SPD pode contribuir para melhorar a estruturação do solo devido à redução de sua mobilização.

Veloso, Cecagno & Bayer (2019) ao compararem SPD com PC encontraram diferenças significativas no diâmetro médio dos agregados (DMG) dos macroagregados do solo em SPD na profundidade de 0-5 cm. Além do aumento do diâmetro, houve aumento na proporção de macroagregados na ordem de 34,6% e 20,1% para SPD e PC, respectivamente, na camada de 0-20 cm. Estas diferenças observadas na formação de agregados impactaram em maior proteção da MOS, evidenciada pelo enriquecimento de C dos microagregados (< 0,250 mm),

principalmente no sistema de cobertura utilizando duas espécies leguminosas, a *Vicia sativa* L. (ervilhaca) e o *Vigna unguiculata* L. Walp (feijão-caupi).

Outro atributo físico é a porosidade que se refere ao espaço entre as partículas de argila, silte e areia, ou seja, são poros formados entre os agregados. É por esses poros que acontecerá todo o transporte de água, gases, nutrientes e também o crescimento das raízes e microrganismos do solo (HILLEL, 1980; TOMA, VILAS BOAS & MOREIRA, 2017). Os poros são divididos em microporos, também denominados poros capilares, que são responsáveis pela retenção da água no solo, e em macroporos, responsáveis pela drenagem e aeração do solo (BRADY, 1979).

Em um Latossolo Amarelo (teor de argila de  $287 \text{ g kg}^{-1}$ ) no Cerrado brasileiro, cultivado sob SPD há oito anos visando a recuperação após sete anos de PC, foi observado uma redução nos macroporos e, por conseguinte, na porosidade total (PT) do Horizonte A quando comparado ao cerrado nativo. A macroporosidade foi de  $0,41 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  em cerrado nativo para  $0,21 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  em SPD, já a PT reduziu de  $0,62 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  em cerrado nativo para  $0,50 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$  em SPD (PRAGANA et al., 2012). Os resultados de Pragana et al. (2012) elucidaram que a adoção do SPD alterou o volume total de poros e a macroporosidade, no entanto, os valores permaneceram dentro da faixa considerada não restritiva. Anschau et al. (2018) observaram que houve aumento de 112% na macroporosidade sob SPD na camada de 0-20 cm quando *Urochloa ruziziensis* foi cultivada como planta de cobertura em comparação a soja cultivada em sucessão ao milho solteiro, o que gerou para este tratamento um maior valor na PT.

Em estudo sobre cinco arranjos de cobertura para cultivo da cebola em SPD de 20 anos, Loss et al. (2017) verificaram que o SPD aumentou os índices de agregação e a PT quando comparado ao PC, principalmente quando o consórcio entre nabo forrageiro, aveia e centeio (*Secale cereale*) foi utilizado. Houve diferença significativa nos valores de PT para a camada de 0-5 cm, sendo de  $0,52 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  para SPD e  $0,44 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$  para PC, o que pode estar associado à constante presença de raízes e ao não revolvimento do solo em SPD, favorecendo a agregação e formação de poros nesse sistema. Por fim, as condições de desenvolvimento da biota do solo são otimizadas contribuindo também para a porosidade em SPD. Desse modo, os maiores valores de DMG foram verificados para SPD nas camadas de 0-5 (0,809 mm) e 5-10 cm (0,624 mm). Os pesquisadores associam que o maior DMG em SPD pode estar relacionado com a exsudação de polissacarídeos pelas plantas de cobertura o que contribui para a estruturação do solo (LOSS et al., 2017).

Além disso, Betiol (2021) demonstrou que o SPD proporcionou incremento de 18% na produtividade média de *Arachis hypogaea* (amendoim) cultivar IAC-OL3 (semeado em rotação com *Saccharum officinarum* (cana-de-açúcar) pelo sistema MEIOSI, em um Latossolo Vermelho-Amarelo álico de textura arenosa), mesmo a porosidade não diferindo estatisticamente entre diferentes preparos do solo (convencional, localizado, reduzido com subsolador e plantio direto). Isso ocorreu porque o SPD aumentou significativamente a capacidade de retenção de água, mesmo sem aumentar a porosidade do solo, algo que foi atribuído ao baixo distúrbio do solo e a manutenção da palhada (BETIOL, 2021).

Serafim et al. (2013) realizando estudos em Alto São Francisco, MG, em lavouras cafeeiras em Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico (CXbd) (730 g kg<sup>-1</sup> de argila no horizonte A) e Latossolo Vermelho distrófico (LVd) (740 g kg<sup>-1</sup> de argila no horizonte A), detectaram, para os dois solos e na superfície, que o tráfego de máquinas, mesmo sob SPD, modificou o diâmetro de poros passando de macro para micro, o que resultou na redução da macroporosidade e aumento da microporosidade da entrelinha (EL) em relação à linha (L). Na camada de 0-5 cm os valores obtidos de macroporos em SPD para LVd foram de 0,26 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> na L e 0,22 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> na EL, e para microporos os valores foram de 0,39 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> e 0,43 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> para L e EL, respectivamente. Já para CXbd, nesta camada, verificou-se a variação de macroporos de 0,23 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> e 0,17 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> da L para a EL, e de microporos de 0,37 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> na L para 0,41 m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup> na EL em SPD.

Ronquim (2010) define que a densidade do solo (Ds) “corresponde à massa do solo seco por unidade de volume, ou seja, o volume do solo ao natural, incluindo o espaço poroso”. A Ds sofre grande influência do manejo empregado. Dessa forma, é comum que solos sob vegetação nativa apresentem densidades menores quando comparados aos solos manejados, em todos os biomas (HILLEL, 1980; COSTA et al., 2003; COSTA, GOEDERT & SOUSA, 2006; PRAGANA et al., 2012; TOMA, VILAS BOAS & MOREIRA, 2017). Além disso, a melhoria da Ds e qualidade física em superfície e subsuperfície de solos sob SPD pode estar atrelada à atividade da fauna edáfica e de raízes que atuam formando bioporos, diminuindo os impactos do tráfego de máquinas (COSTA et al., 2003; SERAFIM et al., 2013).

Anschau et al. (2018) verificaram que a Ds foi menor para os tratamentos com as plantas de cobertura *Urochloa brizantha*, *U. ruziziensis* e aveia-preta (média de 1,35 mg m<sup>-3</sup>) em comparação ao pousio (1,43 mg m<sup>-3</sup>). A Ds associada à maior PT foi responsável por ocasionar um aumento de 33,4% na produtividade da soja (ANSCHAU et al., 2018). Loss et al. (2017) detectaram que a Ds não apresentou diferença estatística entre SPD e PC nas camadas de 0-5 e

5-10 cm, sendo os valores médios de Ds 1,32 e 1,49 mg m<sup>-3</sup> para o SPD e 1,40 e 1,45 mg m<sup>-3</sup> para PC, nesta ordem. Já nas camadas de 10-15 e 15-20 cm o PC resultou em redução da Ds de aproximadamente 6,5% na primeira camada e 13% na segunda.

A compactação tem relação direta com a Ds e o solo é considerado compactado quando há redução no volume do solo se uma determinada pressão externa é aplicada (FERREIRA et al., 2021). A compactação além de influenciar no desenvolvimento da cultura primeiro exerce influência na qualidade da semeadura e da emergência, assim como a formação inicial das raízes, etapas que são essenciais para o estabelecimento da cultura (LOGSDON & KARLEN, 2004).

Ferreira et al. (2021) avaliaram em SPD o impacto da compactação oriunda do número de passadas com um trator de 4.510 kg. Ao realizar 0, 3, 6 e 9 passadas o grau de compactação do solo foi de 84%, 89%, 94% e 99%, respectivamente. Ao comparar o tratamento de 0 com o de 9 passadas, o maior número de passadas resultou em redução de 12% (459 kg ha<sup>-1</sup>) no rendimento da soja no primeiro ano de estudo e no segundo ano a redução foi de 19% (691 kg ha<sup>-1</sup>). Resultado que está associado com a redução da condutividade hidráulica do solo, menor aeração e restrição de acesso aos nutrientes (BENGOUGH et al., 2011; SINGH et al., 2019). Esse resultado evidencia que o tráfego de máquinas agrícolas e uso de espécies em rotação com sistema radicular não agressivo podem ocasionar elevação da impedância física às raízes em SPD (SILVA et al., 2014; DRESCHER et al., 2017; FERREIRA et al., 2021).

No estudo de Ferreira et al. (2021), foi verificada correlação linear entre Ds e grau de compactação do solo. A densidade da linha foi menor que na entrelinha na camada de 0-10 cm e os autores associaram à pequena mobilização do solo durante a semeadura e a presença de raízes. Os maiores valores de Ds foram encontrados na camada de 10-20 cm quando comparada com a camada de 0-10 cm em ambas posições de amostragem.

Em cultivo de café, o SPD foi responsável por manter a densidade em níveis ótimos tanto na L quanto na EL de cultivo em Cambissolo Háplico Tb distrófico latossólico (Ds na L de 0,97 kg dm<sup>-3</sup> e Ds na EL de 1,02 kg dm<sup>-3</sup>) e em Latossolo Vermelho distrófico (Ds na L de 0,89 kg dm<sup>-3</sup> e Ds na EL de 0,90 kg dm<sup>-3</sup>) na camada de 0-5 cm (SERAFIM et al., 2013). Os autores concluíram que a Ds teve participação fundamental no intervalo hídrico ótimo (IHO), sendo ela responsável por determinar o IHO em pelo menos 95% da área estudada (SERAFIM et al., 2013).

Por definição, “a consistência do solo é decorrente das manifestações de forças físicas de adesão e coesão que atuam no solo conforme a variação do conteúdo de água” (CORRÊA,

1982). O principal impacto da consistência do solo está na mecanização da área, quando um solo muito argiloso está com baixa umidade, o efeito de coesão de suas partículas o tornará muito duro (ASSIS & LANÇAS, 2005). Nesse caso, se houver algum processo mecânico, há grandes chances de formação de blocos de solo fazendo a operação se tornar ineficiente.

Por outro lado, se o solo estiver com alta umidade apresentará características de plasticidade e pegajosidade, que também são indesejáveis aos processos mecanizados (VASCONCELOS et al., 2010). Não sendo, portanto, recomendado o tráfego de máquinas no momento, em virtude da baixa resistência do solo às deformações (ASSIS & LANÇAS, 2005), pois a mecanização atuará na alteração dos valores de densidade (COSTA et al., 2003).

A resistência à penetração (RP) refere-se à força contrária exercida pelo solo nas raízes em desenvolvimento e é um indicativo de compactação do solo (VAZ et al., 2002). Importante ressaltar que valores de RP superiores a 2 Mpa comprometem o crescimento radicular e a produtividade da cultura em questão (TAYLOR & BRAR, 1991; TORRES & SARAIVA, 1999).

Silva et al. (2020) analisaram a RP de Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico e observaram que a sucessão com milho ou milho+braquiária após o cultivo da soja reduziu a RP. Quando a soja foi cultivada e a área seguiu em pousio após a colheita a RP foi de 0,95, 1,30 e 1,39 Mpa nesta ordem para as camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Para o sistema de sucessão com milho os valores foram 0,75, 1,00 e 1,37 Mpa para as mesmas camadas e em igual ordem; para a sucessão milho+braquiária a RP foi de 0,76, 1,00 e 1,32 para as camadas de 0-5, 5-10 e 10-20 cm, respectivamente. Como observado, a RP aumentou em profundidade e este aumento pode estar associado à diversos fatores como o adensamento natural, menor atividade radicular, menor teor de carbono nas camadas do solo e formação de adensamento mecânico pela movimentação das máquinas agrícolas (SILVA et al., 2020).

Blanco-Canqui & Ruis (2018) encontraram efeitos mistos sobre a Ds e na RP em SPD ao analisarem 62 estudos. Estes autores observaram aumento na Ds de 0,6 a 42% em cerca de 39% dos estudos, enquanto houve redução de 0,6 a 11% em cerca de 19% dos estudos na profundidade de 0-5 cm, ressaltando que a maioria das diferenças foram observadas na camada de 0-10 cm. Os resultados de Blanco-Canqui & Ruis indicam que o SPD pode aumentar, diminuir ou não ter efeito na Ds e que este efeito tem grande influência do tempo de implantação do sistema. Além dos efeitos na Ds, a RP foi de 20 a 99% superior no SPD em relação do PC em 50% dos estudos avaliados, em 41% dos estudos avaliados não houve efeito dos sistemas na resistência à penetração.

Corroborando com Blanco-Canqui & Ruis (2018), Li et al. (2020) ao estudarem 264 publicações sobre o tema SPD e propriedades físicas do solo em um âmbito global, descobriram que a complexidade das alterações nas condições físicas do solo depende de fatores como condições climáticas, duração do experimento e textura do solo. Nesse compilado, foi verificado que houve aumento de 2,3% da Ds em SPD quando comparado ao PC e o aumento na RP foi de 27,8%. Contudo, o SPD afetou positivamente o DMG em 50%.

Bogunovic et al. (2018) em solo croata fizeram as seguintes constatações: nos primeiros quatro anos de estudo o SPD aumentou a Ds na profundidade de 0-10 cm em uma média de 8% em relação ao PC. Contudo, o PC aumentou a Ds na profundidade de 30-40 cm em média de 6% em relação ao SPD. A RP foi maior para SPD em quase todo período de estudo, tendo valores máximos de 2, 3, 3 e 2,8 Mpa para as camadas de 0-10, 10-20, 20-30 e 30-40 cm, em mesma ordem. Apesar de maior resistência ao desenvolvimento radicular, o SPD foi expressivamente mais eficiente na conservação do solo, a perda média anual de solo nesse tratamento foi de  $0,53 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , enquanto que no PC foi de  $13,11 \text{ t ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Esses mesmos autores verificaram que o rendimento de grãos em SPD foi menor em paralelo ao PC, porém o SPD reteve mais água no solo e ofereceu maiores rendimentos em anos mais secos.

Cumprе ressaltar a importância da manutenção da densidade em níveis ótimos, pois esta exerce influência na RP. Serafim et al. (2013) associaram para Cambissolo e Latossolo a curva de RP relacionada à Ds, sendo, respectivamente, as equações  $RP = 0,0664 \Theta^{-2,1648} Ds^{7,6463}$  e  $RP = 0,1378 \Theta^{-2,0130} Ds^{6,9251}$  para a camada de 0-5 cm.

A Ds também pode ocasionar em alterações na taxa de infiltração de água, que mede a velocidade com que determinado volume de água irá penetrar no solo. Desse modo, determina o balanço de água na área radicular e sobre o escoamento superficial, principal agente da erosão hídrica (SOBRINHO et al., 2003). Além da taxa de infiltração, o volume de água contido no solo mensurado por meio da umidade volumétrica é um bom comparativo para o entendimento das condições físicas do solo. Com base nisso, Costa et al. (2003) verificaram que solo sob SPD apresentaram maior umidade volumétrica e também menor temperatura na camada superficial (0-5 cm) quando comparado ao solo sob PC, pois a água no solo contribui para a diminuição da amplitude térmica do solo, variando esta amplitude de  $7,4 \text{ }^\circ\text{C}$  no PC para  $4,4 \text{ }^\circ\text{C}$  no SPD (COSTA et al., 2003).

Na pesquisa desenvolvida por Roters et al. (2021) em Cambissolo Háplico cultivado com hortaliças no município Alfredo Wagner, SC, comparando três áreas próximas (SPD de hortaliças consolidado de 10 anos – SPDH; PC consolidado de 30 anos e Mata Nativa), foi

comprovado a relação da  $D_s$  com a taxa de infiltração da água no solo. A área sob SPDH apresentou uma maior infiltração acumulada de água em relação ao PC, algo que foi correlacionado à menor  $D_s$  no SPDH comparado ao PC, principalmente na camada de 5-10 cm (ROTTERS et al., 2021).

Jakab et al. (2017) apresentaram dados de taxa de infiltração do solo comparando SPD e PC. Nesse estudo, foi verificado que tanto a maior infiltração quanto a maior infiltração com o aumento da intensidade da precipitação foram encontrados em SPD com uso de cobertura vegetal. A infiltração de água no solo para uma média de  $75 \text{ mm h}^{-1}$  de chuva simulada foi de  $34,32 \text{ mm h}^{-1}$  em PC e  $43,9 \text{ mm h}^{-1}$  para SPD. Os pesquisadores demonstraram que a formação de poros via processos naturais é fundamental na manutenção da infiltração de água no perfil de solo e associaram os poros formados por processos mecânicos como sendo “temporários e vulneráveis”. A formação desse sistema de drenagem natural foi associada também à presença de minhocas na área de estudo. Em SPD as minhocas encontradas eram 2,5 vezes mais numerosas e 5,3 vezes maiores, em média, fator relevante para demonstrar também que o sistema mais conservacionista preserva a fauna do solo.

## **7 PLANTAS DE COBERTURA UTILIZADAS EM SPD**

Para Saturnino & Landers (1997) a camada de palha que recobre o solo é a essência do SPD e desempenha funções importantes como proteção da superfície do solo, uma vez que diminui o impacto da gota de chuva e atua como um obstáculo ao arrastamento de partículas pelo excesso de água; aumenta a infiltração e o armazenamento de água no solo, minimizando a perda de água e solo por erosão; propicia temperaturas mais amenas na superfície do solo; aumenta a matéria orgânica; favorece a vida e a atividade biológica; promove a ciclagem de nutrientes e o aumento da CTC; melhora a estrutura do solo; ajuda no controle de plantas daninhas; entre outros benefícios.

Grande parte do sucesso do SPD está relacionada com a quantidade, a qualidade e a persistência dos resíduos deixados sobre o solo e estes dependem diretamente do sistema de rotação e das plantas de cobertura utilizadas (ANDRADE et al., 2018). As plantas de cobertura são espécies cultivadas com a finalidade de proteger o solo contra processos degradantes e fornecer material residual, a palhada (AMADO, MIELNICZUK & AITA, 2002; SILVA et al., 2009). Entretanto, não se limitam a isso e muitas vezes são utilizadas para a produção de grãos e sementes, silagem, feno e/ou pastejo.

Devido à grande diversidade edafoclimática das regiões e sistemas agrícolas brasileiros, muitas espécies de plantas de cobertura são utilizadas pelos agricultores

(CALEGARI, 2003; ALENCAR et al., 2010). A seguir serão apresentadas brevemente algumas espécies de cobertura utilizadas e seus benefícios em SPD.

A aveia é uma gramínea muito utilizada como planta de cobertura de inverno e para o pastejo de animais, proporciona um aporte de matéria seca de parte área em torno de 2 a 6 t ha<sup>-1</sup> e pode produzir cerca de 55% da produção de matéria seca (MS) em sistema radicular, proporcionando melhorias físicas e biológicas no solo (DAHLEM, 2013). A aveia ainda proporciona menor incidência de pragas, doenças e plantas daninhas, como a *Urochloa plantaginea* (capim marmelada), além de proporcionar aumentos de até 20% na produtividade de soja cultivada em sucessão, em relação a outros preparos do solo e culturas de cobertura (FIDELIS et al., 2003).

O milho é uma gramínea muito utilizada como adubação verde, cobertura morta e para o pastejo de animais. Nos últimos anos a área cultivada com milho vem crescendo, sobretudo nas regiões do Cerrado, onde tem sido utilizado como planta de cobertura de solo para o SPD devido a sua alta produção de MS, que pode chegar a 20 t ha<sup>-1</sup>, proporcionando uma excelente cobertura do solo. Em SPD destaca-se pela facilidade de implantação e manejo e pela elevada capacidade de ciclagem de nutrientes (especialmente N e K), supressão de plantas daninhas por meio dos efeitos físicos e/ou alelopáticos e ainda pela possibilidade de diminuir a incidência de nematoides fitopatogênicos (BERNARDI et al., 2004; REDIN et al., 2016; BERTOLINO et al., 2021).

Uma leguminosa muito utilizada para adubação verde e como planta de cobertura, em cultivo solteiro e/ou consórcio, é a crotalária (*C. juncea* e *C. spectabilis*). A crotalária tem uma produtividade entre 6 a 8 t ha<sup>-1</sup> de MS por ciclo e fixa valores superiores a 150 kg de N ha<sup>-1</sup>. Na rotação com culturas, a produtividade de milho com crotalária como antecessora foi 12 % maior do que quando antecedido pelo milho e superior em 18% em relação ao pousio (BERTIN, ANDRIOLI & CENTURION, 2005).

A ervilhaca é uma leguminosa anual de inverno, apresentando um bom potencial de crescimento e de cobertura de solo. Com produção de MS de até 6 t ha<sup>-1</sup>, proporciona um bom aporte de N no solo estimado em 46 kg de N por tonelada de MS de parte aérea. Devido a sua baixa relação C/N a decomposição e liberação de N dos resíduos é rápida e seu cultivo é recomendado na rotação de culturas antecedendo gramíneas, principalmente o milho (BOLLIGER et al., 2006; MICHELON et al., 2019).

O nabo forrageiro é uma planta de ciclo curto, mais utilizada na região Sul do Brasil em razão das temperaturas mais amenas. É uma espécie tolerante à seca e à geada e muito

utilizada na adubação verde, conhecida pela capacidade de descompactar o solo em função do seu vigoroso sistema radicular. O nabo forrageiro produz em média na parte aérea de 3,5 a 8 t ha<sup>-1</sup> de MS, proporcionando uma cobertura média de 95 % do solo, e apesar de não ser capaz de fixar N atmosférico, pode extrair até 220 kg ha<sup>-1</sup> de N das camadas mais profundas do solo (BERTOLINI, GAMERO & BENEZ, 2006; SILVA et al., 2007; REDIN et al., 2016).

As braquiárias (*Urochloa* spp.) são gramíneas forrageiras que vêm se tornando uma importante cultura de cobertura para a formação de palha na região Central do Brasil. Devido à elevada produção de matéria seca e a alta relação C/N a sua decomposição é lenta, tornando viável o SPD em regiões mais quentes onde a decomposição é acelerada (CALONEGO et al., 2012). A produção de MS de braquiária depende da espécie e pode chegar a 35 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, com resíduos que proporcionam uma cobertura de 100 % do solo e que perduram longos períodos após o seu corte (PIRES, 2006). Espécies como a *U. ruziziensis* proporcionam melhorias nas condições físicas do solo; seu sistema radicular é capaz de explorar um grande volume de solo, melhorar a estrutura e romper camadas compactadas (MORAES et al., 2016).

O uso das plantas de cobertura para SPD pode ser como culturas puras ou em consórcio e dependerá dos resultados esperados com o sistema, da capacidade tecnológica da propriedade para o manejo das espécies, da disponibilidade de sementes dos cultivos pretendidos, da relação C/N do material, da tolerância ao déficit hídrico e de não serem fonte de inóculo de doenças e/ou hospedeiras de pragas (ALVARENGA et al., 2001).

A relação C/N tem sido o fator de maior importância para garantir quantidade, qualidade e persistência da palhada, uma vez que ela interfere na velocidade de decomposição e também na disponibilidade de N via resíduo vegetal. Quanto maior a relação C/N, maior será o tempo necessário para decomposição da palhada e maiores serão as chances de imobilização do N. A imobilização é ocasionada pela necessidade dos microrganismos consumirem o N para equilibrar com a disponibilidade de C, gerando competição entre biomassa microbiana e raízes pelo nutriente (DONEDA et al., 2012; HUBBARD, STRICKLAND & PHATAK, 2013). Logo, a obtenção de uma relação C/N intermediária é possível com o uso de consórcio entre espécies e isto é benéfico para estabilidade desses parâmetros (GIACOMINI et al., 2003; DONEDA et al., 2012). Estima-se que relações C/N por volta de 25 e 30 apresentam equilíbrio entre os processos de imobilização e mineralização (ALLISON, 1966; GIACOMINI et al., 2003; DONEDA et al., 2012).

Em condições de temperaturas mais elevadas e alta umidade, como é o caso do Cerrado brasileiro, a decomposição do resíduo vegetal se dá de maneira mais rápida, principalmente

aqueles com baixa relação C/N, e pode ocasionar exposição do solo. Assim, consorciar as espécies é um meio para evitar as perdas de MOS (FINNEY & KAYE, 2017; SOARES et al., 2022). Por isso, em diferentes localidades do Brasil, justamente pelas condições edafoclimáticas contrastantes, seriam necessários variados aportes de palhada para a manutenção do SPD, variando de 6,53-7,13 Mg ha<sup>-1</sup> para a região Sul (FERREIRA et al., 2012) a 12-16 Mg ha<sup>-1</sup> em regiões mais ao Norte do País (PETTER et al., 2017).

Muitas vezes, gramíneas e leguminosas são cultivadas em consorciação, buscando combinar os benefícios da fixação biológica de N com a maior cobertura do solo por períodos mais longos (DAHLEM, 2013). A consorciação de espécies de cobertura também favorece a diversificação do sistema, promovendo o aumento da população de organismos benéficos e maior acúmulo de C no perfil do solo (FANCELLI, 2009).

Em estudo realizado por Doneda et al. (2012) na região do Planalto do Rio Grande Sul, as relações C/N das culturas puras de centeio, aveia, ervilha forrageira (*Pisum sativum* subesp. *arvense*) e nabo aproximaram-se de 34/1, 27/1, 14/1 e 17/1, nesta ordem. Contudo, houve redução nos valores quando as gramíneas foram consorciadas com leguminosas; para o centeio a redução foi de 30 % e para a aveia a redução foi de 25 %. Fato observado devido à FBN que aumenta a disponibilidade N e reduz a competição pelas culturas. As maiores produções de MS foram observadas nos consórcios com nabo. No entanto, o nabo reprimiu as produções de aveia e centeio quando consorciados, reduzindo em 27 e 22 % a MS produzida pelas gramíneas, respectivamente. Tal resultado foi atribuído ao rápido desenvolvimento inicial do nabo em relação às poáceas. Ainda nesse estudo, houve um acúmulo elevado de N pelo nabo, superando a ervilha forrageira em 29,1 kg ha<sup>-1</sup>. Os autores apresentam que este não é um resultado esperado para o nabo, uma vez que a crucífera não realiza FBN. Portanto, o resultado deste estudo se relaciona aos elevados teores de MOS do experimento, o que deve ter disponibilizado N à cultura (DONEDA et al., 2012). Silva et al. (2006) relatam que o nabo possui alta capacidade de extração de N inclusive em profundidade. Doneda et al. (2012) ainda compararam a produção de MS da vegetação espontânea da área em pousio e esta foi 77 % inferior à produção das culturas de cobertura, demonstrando que o pousio não é suficiente para produção de cobertura vegetal que forneça condições de proteção contra processos erosivos e qualidade bioquímica dos resíduos vegetais (DONEDA et al., 2012).

Acosta et al. (2014) verificaram relação entre liberação de N dos resíduos vegetais e quantidade e tipo de resíduos adicionados ao solo sendo expressa pela intensidade dos processos de mineralização/imobilização de N. Nesse estudo, os resíduos da ervilhaca, por possuir baixa

relação C/N, não culminou em imobilização líquida e cerca de 50% do nutriente que estava na fitomassa foi liberado nos primeiros 30 dias. A taxa de decomposição foi seguida por nabo e aveia, sendo que para a aveia foi observada acentuada imobilização nos primeiros 50 dias, sendo imobilizados até 30 kg ha<sup>-1</sup> de N.

## **8 SPD E SUA RELAÇÃO COM PRAGAS, DOENÇAS E PLANTAS DANINHAS**

### **8.1 Plantas daninhas**

Uma espécie vegetal pode ser referida como planta daninha quando estiver prejudicando, direta ou indiretamente, uma atividade humana (NEVE et al., 2018). Em áreas de cultivo agrícola, por exemplo, as plantas daninhas podem competir por água, luz e nutrientes, interferindo no desenvolvimento e reduzindo a produção das culturas (ABOUZIENA & HAGGAG, 2016). A intensidade de ocorrência e a distribuição das plantas daninhas são determinadas por fatores climáticos, edáficos e práticas de manejo (LORENZI, 2014; MESQUITA, ANDRADE & PEREIRA, 2014).

As plantas daninhas possuem capacidade de se reproduzirem vegetativamente e/ou produzirem um número muito elevado de sementes que permanecem no solo formando um banco de sementes. Por isso, por meio de um conjunto de práticas, o controle busca reduzir a infestação e não obrigatoriamente erradicar a planta (LORENZI, 2014). O revolvimento do solo era a principal prática de controle de plantas daninhas até meados da década de 90, já que na época havia pouca disponibilidade de herbicidas eficientes no controle das plantas infestantes e seletivos para as culturas comerciais (SILVA, HIRATA & MONQUERO, 2009).

Com a evolução das máquinas e implementos adequando-se para a plantio direto na palha e a descoberta de novas moléculas herbicidas (seletivas e não seletivas) que proporcionaram maior controle das espécies infestantes, deu-se a maior adoção do SPD pelos produtores rurais (ANGHINONI, 2007; SILVA et al., 2009). Neste sistema de cultivo, as práticas de rotação de culturas e a utilização de coberturas verdes e mortas podem ser um meio de prevenir o surgimento de altas populações de plantas daninhas (GOMES & CHRISTOFFOLETI, 2008; AGOSTINETTO, ULGUIM & VARGAS, 2022).

O manejo de plantas daninhas em SPD torna-se um desafio para a agricultura moderna, sendo que para obtenção de maior eficiência é preciso lançar mão da associação de práticas de manejo cultural e químico. Para tanto, é preciso recuperar a fertilidade dos solos, melhorando a competitividade das culturas e também aportar material de cobertura em quantidade e

qualidade suficientes a fim de diminuir a população das plantas daninhas (GOMES & CHRISTOFFOLETI, 2008; AGOSTINETTO, ULGUIM & VARGAS, 2022).

As culturas agrícolas, em geral, são infestadas por espécies que apresentam exigências nutricionais e hábitos de crescimento semelhantes, assim, a rotação de culturas deve favorecer a introdução de culturas cujas características sejam contrastantes. Já as coberturas verdes vão competir com as plantas daninhas por elementos essenciais e muitas espécies podem liberar substâncias capazes de inibir a germinação das sementes e a emergência das plântulas das infestantes. Esses efeitos alelopáticos persistem nos seus restos vegetais e a palhada ainda atua como uma barreira física, interceptando a radiação solar e impedindo a germinação das sementes fotoblásticas positivas e/ou impossibilitando a emergência devido à resistência física (SATURNINO & LANDERS, 1997; MONQUERO et al., 2009; SILVA, HIRATA & MONQUERO, 2009; COSTA et al., 2018), fato que será observado se a palhada estiver em quantidade acima de 4 t ha<sup>-1</sup> (AGOSTINETTO, ULGUIM & VARGAS, 2022).

Alguns trabalhos têm demonstrado efeitos positivos do SPD no controle de plantas daninhas. Trezzi & Vidal (2004) encontraram redução média de 87,5% da população total de plantas daninhas com a utilização de sorgo ou milho como cobertura vegetal em relação à ausência de palha na superfície do solo. Silva, Hirata & Monquero (2009) observaram um controle de plantas daninhas acima de 97% com a utilização de *Crotalaria juncea* (crotalária) e milho como espécies de cobertura, consorciadas ou isoladas. Borges et al. (2014) verificaram que a cobertura do solo maior que 80% com *Urochloa ruziziensis* e sorgo apresentou efeito supressivo em mais de 98% da biomassa seca de plantas daninhas e superior a 90% da sua densidade.

D'Amico-Damião et al. (2021) reportaram o efeito distinto entre as plantas de cobertura sobre a densidade total de sementes de plantas daninhas em um SPD com rotação entre milho e feijão (*Phaseolus vulgaris*). Na ocasião os autores verificaram que a densidade total de sementes de plantas daninhas foi menor no sistema consorciado com crotalária (12 mil sementes m<sup>-2</sup>), quando comparado ao de braquiária (15 mil sementes m<sup>-2</sup>). Uma possível explicação para o ocorrido são os mecanismos alelopáticos da crotalária (ADLER & CHASE, 2007; JAVAID et al., 2015; D'AMICO-DAMIÃO et al., 2021).

Autores relatam que em SPD há aumento de plantas daninhas perenes e aumento do estoque de sementes na camada superficial do solo visualizados a partir do segundo ano da adoção do sistema. A mudança na característica das plantas daninhas gera a necessidade de investimentos em conhecimento técnico e financeiro (equipamentos) para controle das plantas

daninhas em pós-emergência (RUEDELL, 1995; AGOSTINETTO, ULGUIM & VARGAS, 2022).

Quando as práticas culturais e físicas não suprimem totalmente o desenvolvimento das plantas daninhas, o método químico é o responsável por controlar com eficiência as espécies invasoras no SPD, ganhando destaque na substituição do controle mecânico conduzido por meio de araças e gradagens que são utilizadas no preparo convencional (THEISEN & VIDAL, 1999; JAKELAITIS et al., 2003; GOMES & CHRISTOFFOLETI, 2008; BAJWA, 2014; LORENZI, 2014). Vale destacar que o uso frequente e inadequado desse método de controle pode favorecer o desenvolvimento de espécies daninhas resistentes e resultar em perda da eficiência das moléculas herbicidas (GOMES & CHRISTOFFOLETI, 2008).

Karam et al. (2018) definem resistência e tolerância da seguinte forma:

“**RESISTÊNCIA**” como sendo: a habilidade adquirida de uma planta daninha de sobreviver e se reproduzir após a aplicação de um herbicida que, utilizado na dose e estágio vegetativo indicada na bula, controla a população de plantas normais desta mesma espécie; e a “**TOLERÂNCIA**” como sendo: a capacidade que determinadas plantas daninhas possuem de suportar em determinados estádios vegetativos as doses recomendadas do herbicida, que controlem outras espécies invasoras, sem que as plantas desta espécie sofram alterações no seu crescimento e/ou no seu desenvolvimento.

Sendo, portanto, relatados diversos casos de resistência em todo o mundo; aproximadamente 500 plantas já apresentam resistência simples a um único mecanismo de ação (KARAM et al., 2018; HEAP, 2022). Segundo Heap (2022), no Brasil são 54 casos de resistência de plantas daninhas a herbicidas reportados até o ano de 2020. Isso ocorre devido a diversos fatores que favorecem o desenvolvimento da resistência, como a pressão de seleção proporcionada pelo uso contínuo de um mesmo herbicida ou de um conjunto de herbicidas com o mesmo mecanismo de ação, e a variabilidade genética das plantas daninhas (MONQUERO & CHRISTOFFOLETI, 2003; CHAUHAN, SINGH & MAHAJAN, 2012; KARAM et al., 2018; NANDULA et al., 2019).

Por se tratar de um herbicida de amplo espectro, o *glyphosate* é o mais utilizado no controle de plantas daninhas, principalmente após a disponibilização no mercado de culturas comerciais com tecnologia de resistência ao RoundUp (RR) (KARAM et al., 2018). No caso da soja, Karam et al. (2018) relatam que a aplicação de *glyphosate* em lavouras passou de duas aplicações anuais para três a quatro aplicações ao ano. Reforçando que o manejo incorreto do controle químico em SPD pode ser uma causa do aumento de custos do sistema de produção (CHRISTOFFOLETI & LÓPEZ OVEJERO, 2008; ANDRADE et al., 2018).

Somente para a cultura da soja, a estimativa do custo da resistência no Brasil está entre 3,7 e 6,0 bilhões de reais; este valor pode chegar a patamares de 9 bilhões de reais ao inserir uma perda de 5% pela competição imposta por plantas daninhas (ADEGAS et al., 2017; KARAM et al., 2018).

Para aumentar a eficiência do controle de plantas daninhas em SPD, o controle químico deve ser realizado em pré e pós-semeadura. O controle em pré-semeadura consiste em eliminação das plantas invasoras antes da implantação das culturas e, em síntese, são recomendados herbicidas de ação total ou amplo espectro. Na segunda fase, no controle pós-semeadura, são incluídos herbicidas pré e pós emergentes. Estas ações visam a redução do número de sementes viáveis na área (RUEDELL, 1995; IKEDA, 2014).

Os restos culturais das plantas de cobertura em SPD podem diminuir a ação dos herbicidas, principalmente os de mecanismos de pré-emergência. Isto ocorre pela limitação da movimentação do ingrediente ativo até o solo, o que pode estar associado à retenção e/ou possibilidade de degradação e volatilização do herbicida interceptado pela matéria orgânica (JOHNSON, WYSE & LUESCHEN, 1989; LOCKE & BRYSON, 1997). A retenção pela palhada sofre ação das diferentes solubilidades e pressões de vapor dos produtos, das quantidades e origem da cobertura morta e da intensidade e época de ocorrência de chuvas após a aplicação dos produtos (FORNAROLLI et al., 1998)

No entanto, cumpre ressaltar a importância do processo de retenção na qualidade do solo e da água em SPD. Já na década de 1980, Phillips et al. (1980) concluíram que com a redução da erosão do solo em SPD comparado com o PC, seria de se esperar menos movimento de agroquímicos do campo. Soma-se a isso o fato de que alguns herbicidas são degradados em componentes inofensivos no solo em um período de tempo mais curto no SPD do que no PC. Por isso, embora mais agroquímicos possam ser usados no SPD o potencial de poluição não é maior e pode ser menor do que no PC (PHILLIPS et al., 1980; KARAM et al., 2018).

## **8.2 Doenças**

O SPD vem sendo implantado no Brasil como um método de manejo para a conservação do solo e da água, associado a expectativas de maiores produtividades (CASA & FIORENTIN, 2017). Estes fatores estão associados com o aumento da diversidade da biota do solo que gera supressão dos patógenos e aumenta a eficiência do manejo de doenças radiculares, de modo que o estímulo da atividade microbiana é recomendado para o desenvolvimento de sistemas de produção sustentáveis (SOARES et al., 2022).

Entretanto, com a expansão do SPD ocorreu também um aumento expressivo na incidência de doenças como antracnose (*Colletotrichum* sp.) em soja, milho e feijão; manchas foliares em milho causadas por *Phaeosphaeria maydis*, *Exserohilum turcicum*, *Bipolares maydis*; cancro-da-haste (*Phomopsis phaseoli* f. sp. *meridionalis*); e podridões de raízes por *Fusarium solani* e *Macrophomina phaseolina* em soja (FORCELINI, 2009; SILVA et al., 2009; MILANESI et al., 2013; FLOWER et al., 2019).

Os restos culturais mantidos sobre a superfície do solo decompõem-se lentamente assegurando a sobrevivência de fungos necrotróficos, patógenos que se alimentam de restos culturais e que vão atuar como fonte de inóculo inicial para as culturas seguintes (ALMEIDA et al., 2001; REIS, CASA & BIANCHIN, 2011). Deve-se ressaltar que o cultivo em monocultura favorece a sobrevivência e a multiplicação desses patógenos (CASA & FIORENTIN, 2017; FLOWER et al., 2019). Entretanto, para que o SPD seja um sistema sustentável e eficiente do ponto de vista fitopatológico, práticas como a rotação de culturas e a utilização de sementes saudáveis ou tratadas com fungicidas devem ser obrigatórias (SILVA et al., 2009; FLOWER et al., 2019).

Práticas estas que devem ser adotadas com visão para além dos retornos econômicos para que não haja prejuízos difíceis de serem revertidos no curto prazo (SOARES et al., 2022). A adoção de rotação de culturas com espécies vegetais não hospedeiras dos principais agentes fitopatológicos da cultura alvo quebra o ciclo de sobrevivência e reduz a pressão de inóculo nas plantas cultivadas (MAZZILLI et al., 2016). Os restos culturais são decompostos pela ação dos microrganismos do solo de tal maneira que os patógenos são eliminados por inanição, mantendo o solo com baixo potencial de infecção (REIS, CASA & BIANCHIN, 2011). Além disso, a manutenção de palhada de espécies não hospedeiras pode reduzir a disseminação de patógenos habitantes de solo, como os ascósporos liberados pela germinação de escleródios de *Sclerotinia sclerotiorum* (FORCELINI, 2009).

A utilização de sementes saudáveis ou tratadas é essencial para evitar a contaminação de novas áreas de cultivo, uma vez que a maioria das doenças de importância econômica podem ser causadas por patógenos transmitidos por esta via. No entanto, para o tratamento de sementes ser eficiente deve-se erradicar ou reduzir o número de patógenos para abaixo do limiar de transmissão (CASA & FIORENTIN, 2017). Blanco et al. (2019) avaliaram a qualidade fisiológica, quantificaram e descreveram as espécies de fungos que ocorreram em sementes das seguintes espécies de adubos verdes: *Crotalaria spectabilis*, *C. juncea*, *C. ochroleuca*, *Cajanus cajan*, *Canavalia ensiformis*, *Stizolobium cinereum*, *Stizolobium aterrimum* e

*Raphanus sativus*. Os resultados apontaram alta qualidade fisiológica das sementes, havendo, entretanto, incidência de patógenos dos gêneros *Colletotrichum*, *Phomopsis*, *Pseudocercospora*, *Fusarium*, *Cladosporium* e *Rhizoctonia* em todas as espécies verificadas, podendo ser um risco ao introduzir fungos fitopatogênicos em áreas cultivadas em SPD (BLANCO et al., 2019).

O controle de plantas voluntárias ou daninhas também é muito importante, pois estas podem ser hospedeiras voluntárias ou secundárias de fungos biotróficos (patógenos que sobrevivem em tecidos vivos apenas de hospedeiros) e proporcionar um alto potencial de inóculo (REIS, CASA & BIANCHIN, 2011).

O preparo reduzido, a rotação de culturas e os restos culturais modificam as propriedades do solo e favorecem o aumento da diversidade da comunidade microbiana do solo. O aumento da atividade microbiológica cria um ambiente mais propício para o desenvolvimento de antagonistas e predadores que promovem a estabilidade ecológica e a redução dos patógenos (GOVAERTS et al., 2006; FLOWER et al., 2019). Oliveira et al. (2016) observaram aumento na densidade do agente de biocontrole *Trichoderma* spp. em resíduos de cobertura morta e de raízes de *Urochloa brizantha* [(C. Hochstetter ex A. Rich.) R. Webster, capim-paliçada] em SPD. De acordo com Milanesi et al. (2013), espécies de fungos do gênero *Trichoderma* spp. exercem parasitismo e/ou antibiose capazes de suprimir o desenvolvimento de fitopatógenos, atuando como agentes de biocontrole. Os mesmos autores identificaram espécies de *Trichoderma* spp. na rizosfera de soja cultivada sob plantio direto com capacidade antagonista a fungos do complexo *Fusarium* spp. Araújo et al. (2010) identificaram a presença dos fungos *Epicoccum* sp. e *Sporobolomyces* sp. em solos sob SPD, que apresentaram efeito antibiótico ao *Magnaporthe oryzae*, causador do brusone do arroz.

Para o controle do mofo-branco causado pelo fungo *Sclerotinia sclerotiorum* (Lib.) de Bary, além do uso de sementes saudáveis e tratadas, o uso de gramíneas como planta de cobertura é eficaz devido à barreira física que impede a maior parte da ejeção de ascósporos dos apotécios, ao estabelecimento de microrganismos antagonistas e o estímulo da germinação e esgotamento de parte do banco de escleródios sob o dossel das plantas (HALL & NASSER, 1996; MEYER et al., 2014; CIVARDI et al., 2019; SOARES et al., 2022). Görden et al. (2009) observaram 98% de redução na formação de apotécios de *S. sclerotiorum* com a cobertura de *U. ruziziensis* em relação à ausência de braquiária. Desse modo, o uso de gramíneas pode resultar em desinfestação parcial do solo para *S. sclerotiorum* (GÖRGEN et al., 2010; CIVARDI et al., 2019).

A podridão de carvão da raiz ou podridão cinza da raiz (*Macrophomina phaseolina* (Tassi) Goid.), é favorecida nas condições brasileiras pela alta densidade dos solos, déficit hídrico e por elevadas temperatura na superfície que aumentam também a suscetibilidade das plantas (BAIRD, WATSON & SCUGGS, 2003; ALMEIDA et al., 2014). Todavia, o SPD atua na melhora das condições das plantas cultivadas e no favorecimento de microrganismos antagonicos ao fungo, como é o caso do *Trichoderma* spp. (BAIRD, WATSON & SCUGGS, 2003). A severidade da podridão de carvão é reduzida com a adoção de SPD quando comparado ao PC. A redução da temperatura da superfície do solo em SPD reduz a ocorrência de déficit hídrico e a redução das práticas de revolvimento do solo reduz a distribuição espacial de microescleródios (ALMEIDA et al., 2014).

Jalli et al. (2021) constataram a importância da rotação de culturas ao observarem 20% de redução da severidade da mancha foliar do trigo quando este foi cultivado a cada quatro anos em comparação com a monocultura.

Por outro lado, as fusarioses (*Fusarium* spp.) e a rizoctonioses (*Rhizoctonia solani*) são beneficiadas pela adoção do SPD devido ao aumento da disponibilidade de raízes de plantas hospedeiras e de restos culturais devido aos hábitos saprofítico e necrotrófico dos fungos. Para o controle das fusarioses e das rizoctonioses devem ser adotadas as boas práticas de manejo envolvendo uso de cultivares resistentes, o uso de sementes de boa qualidade sanitária, o tratamento de sementes com fungicidas sistêmicos, a rotação de culturas com gramíneas e o manejo de solo para ótimo desenvolvimento radicular, eliminando a compactação e o encharcamento (ALMEIDA et al., 2014; SEIXAS et al., 2020).

Portanto, o SPD quando bem planejado e manejado, com rotação e diversificação de culturas, aliado ao uso de sementes sadias ou tratadas, e sempre que possível, com o uso de genótipos resistentes, reduz a probabilidade de sobrevivência de patógenos e torna o sistema viável do ponto de vista fitopatológico (REDIN et al., 2016).

### **8.3 Pragas**

As plantas cultivadas podem ser atacadas por pragas desde a germinação da semente e emergência das plântulas até o momento da colheita (ÁVILA et al., 2020). O SPD pode alterar a composição e a densidade populacional de insetos nos sistemas agrícolas, aumentando ou diminuindo a incidência de pragas e de inimigos naturais (CIVIDANES & YAMAMOTO, 2002).

Salvadori et al. (2022) relatam que a influência do SPD na incidência de pragas dependerá do habitat e dos órgãos vegetais que lhes servem de alimento. Neste ínterim, haveriam três classificações, sendo elas: i) *pragas subterrâneas*: caracterizadas por habitarem o solo durante todo o ciclo de vida desde o horizonte superficial até os mais profundos; constituem o grupo de pragas que pode ser mais beneficiado pelo não revolvimento do solo e são representados pelos corós, outras larvas de solo e os percevejos-castanhos; ii) *pragas de superfície* do solo são aquelas que ocupam a camada orgânica do solo, sob torrões ou restos culturais, em pequenas profundidades onde se alimentam de tecidos subterrâneos ou aéreos que estão próximos do seu habitat. Tanto o não revolvimento do solo quanto a cobertura vegetal viva ou morta influenciam na presença deste grupo que é representado por lagartas e percevejos de superfície, lesmas, caracóis e milípodas; e as iii) *pragas da parte aérea* das plantas que apresentam algum tipo de associação com o solo são pouco influenciadas, pelo menos diretamente, pelo não revolvimento do solo, sendo que o efeito do SPD sobre esta categoria é indireto e associado ao modelo de rotação de cultivos adotado que gera quebra do ciclo.

A ausência do revolvimento do solo e os restos culturais mantidos sobre a superfície podem criar condições favoráveis para a maior ocorrência de insetos fitófagos, como o tamanduá-da-soja (*Sternechus subsignatus*), lagarta-elasma (*Elasmopalpus lignosellus*), lagarta-do-cartucho (*Spodoptera frugiperda*) e lagarta-rosca (*Agrostis ipsylon*), principalmente em cultivos menos diversificados ou que adotam a monocultura (FIDELIS et al., 2003; PICANÇO et al., 2008; SILVA et al., 2009).

Para o SPD as pragas com hábito subterrâneo são as mais importantes, especialmente as que danificam as sementes após o plantio ou atacam o sistema radicular, como o percevejo-castanho (*Scaptocoris castanea*), os corós (*Phyllophaga* spp.) e a larva-alfinete (*Diabrotica speciosa*).

Viana (2010) relata perdas na produção de milho, variando entre 10 e 13 %, devido ao ataque de larvas de *D. speciosa* nas raízes. Em lavouras de soja, o percevejo-castanho pode atacar as raízes reduzindo o desenvolvimento e provocando a morte da planta, levando a perdas de produção que podem variar de 15 a 70 % (GRANDE, 2014). Essas pragas, em geral, apresentam um ciclo biológico mais longo, são polífaras e utilizam como hospedeiras diversas culturas que compõem o SPD, como milho, soja, feijão, trigo e algodão (*Gossypium* L.), e são menos afetadas pelo uso de inseticidas devido a maior possibilidade de refúgios (ARAÚJO et al., 2004; OLIVEIRA, SALVADORI & CORSO, 2009; ÁVILA et al., 2020; GONÇALVES, 2021).

Entretanto, a mínima mobilização do solo, a rotação de culturas e a maior disponibilidade de material vegetal na superfície também modificam as condições do agroecossistema e contribuem para o aumento em número, diversidade e atividade da entomofauna do solo (SILVA & CARVALHO, 2000). A rotação de culturas com plantas não hospedeiras das pragas de maiores ocorrências pode interromper o ciclo biológico e reduzir a população. Por exemplo, o uso de gramíneas em rotação pode ser recomendado para o controle do tamanduá-da-soja, praga de leguminosas como a soja e o feijão (OLIVEIRA, SALVADORI & CORSO, 2009). A manutenção da palhada na superfície pode atuar como barreira física para a ovoposição dos insetos afetando a dinâmica populacional (GONÇALVES, 2021).

Nas lavouras sob SPD, a manutenção da umidade, da temperatura adequada do solo e o aumento da matéria orgânica tornam o ambiente favorável para a maior ocorrência de organismos benéficos, como fungos entomopatogênicos e insetos predadores como as formigas, tesourinhas e besouros carabídeos, que possibilitam o controle biológico natural e a redução da ocorrência de surtos de pragas (SILVA & CARVALHO, 2000; ALTIERI & NICHOLLS, 2007). O microclima úmido e as temperaturas mais amenas na superfície do solo também podem ser desfavoráveis ao desenvolvimento de algumas pragas, como a lagarta-elasma (OLIVEIRA, SALVADORI & CORSO, 2009).

O SPD atua no controle de fitonematoides principalmente pelo uso correto da rotação de culturas e da cobertura morta, sendo que a rotação com espécies não hospedeiras do nematoide é fator determinante ao sucesso da atividade. Leandro & Asmus (2015) ao estudarem uma área com cultivo em sequência de algodoeiro e soja com alta infestação de *Rotylenchulus reniformis* concluíram que sistemas de rotação de culturas envolvendo milho, *Urochloa ruziziensis* e soja resistente apresentam vantagens econômicas sobre o monocultivo de algodoeiro devido à redução da população dos nematoides.

Inomoto & Asmus (2009) concluíram que o SPD é eficaz no manejo de *Heterodera glycines*, o nematoide do cisto da soja. Os autores destacam que as plantas de cobertura utilizadas para formação da palhada (milheto, braquiárias, sorgo forrageiro, capim pé-de-galinha, nabo, aveia preta, aveia branca, *Helianthus annuus* (girassol), milho, sorgo granífero) não são hospedeiras de *H. glycines* e reduzem sua densidade populacional além de a redução das operações agrícolas nas áreas reduzirem a dispersão dos cistos.

No entanto, o SPD favorece os aumentos populacionais do *Pratylenchus brachyurus*, o nematoide das lesões radiculares. Isto ocorre por meio da redução dos danos físicos, exposição ao sol e a altas temperaturas às quais o nematoide é exposto no sistema convencional de preparo

do solo e também pelo aumento da disponibilidade de alimento em SPD (INOMOTO, 2008). Assim, é essencial a introdução de espécies com ação antagonista ao aumento da população desses nematoides no solo. Costa, Pasqualli & Prevedello (2014), avaliando o efeito da *C. spectabilis* como cultura de cobertura no controle de *Pratylenchus brachyurus* em soja encontraram redução média de 91,5% da população de nematoides.

Dessa forma, a rotação de culturas com a utilização de plantas de cobertura pode ser uma solução fácil e prática para o problema dos nematoides fitopatológicos. Pesquisas mostram que guandu-anão, milho e algumas espécies de crotalaria diminuem cerca 80% a população de nematoides fitopatogênicos (REDIN et al., 2016).

No cultivo da cebola o SPD tem sido recomendado como estratégia de manejo de tripses (GONÇALVES, 2016). A palhada reduz a incidência de ninfas e adultos do inseto e pode incrementar a massa de bulbos de cebola alcançando maior diâmetro devido à melhoria das condições para o desenvolvimento da planta, como o aumento da fertilidade e manutenção da umidade do solo (LARENTZAKI et al., 2008; SCHWARTZ et al., 2009; GONÇALVES & VIEIRA NETO, 2011).

Assim, o SPD possibilita o desenvolvimento de uma entomofauna mais diversificada e equilibrada, permitindo a redução dos surtos de pragas e a intensificação do controle biológico natural (LARENTZAKI et al., 2008; SCHWARTZ et al., 2009; GONÇALVES & VIEIRA NETO, 2011; OLIVEIRA & FRIZZAS, 2020).

## **9 SPD E PRODUTIVIDADE DAS CULTURAS**

A produtividade das culturas é um conceito que depende de diferentes fatores bióticos e abióticos do sistema planta-solo-atmosfera. Estes fatores atuam conjuntamente para que a planta consiga ter uma máxima eficiência na síntese de metabólitos que serão armazenados em formas e estruturas economicamente desejáveis para o produtor. Logo, quando uma lavoura teve alta produtividade o que ocorre é que as plantas cultivadas extraíram o necessário do ambiente para que suas partes economicamente viáveis atingissem níveis elevados de produção (BATISTA et al., 2018; GUARÇONI et al., 2019).

Dentro dos fatores que afetam a produtividade de uma cultura, as propriedades químicas do solo são de grande importância devido tanto à disponibilidade de nutrientes que serão utilizados pela planta para a síntese de metabólitos, quanto ao custo dos fertilizantes utilizados para dispor tais nutrientes à planta (PEREIRA, 2013). A fertilidade do solo é a área da ciência que estuda a capacidade de suprimento de nutrientes do solo para a planta, quais fatores os tornam disponíveis e quais fatores os limitam (BATISTA et al., 2018; GUARÇONI et al.,

2019). Fageria (1998) complementa este raciocínio quando define que a disponibilidade dos nutrientes se dá devido às características físicas e químicas do solo, além de outros fatores como a MOS e a disponibilidade de água.

A utilização do PC continuamente pode alterar a estrutura do solo, tornando-o mais compactado e modificando a densidade e a resistência à penetração. Com o aumento da densidade do solo, ocorrerá diminuição da porosidade total, o que aumentará a resistência à penetração (BASSO et al., 2011; MARTINS, DENARDIN & GOMES, 2020). Com o aumento da resistência à penetração, o crescimento será diretamente afetado, pois as raízes da planta terão limitações para se desenvolverem, perdendo volume de solo explorado. Com menos poros, a solução do solo (onde os nutrientes estão dissolvidos) diminuirá, afetando a disponibilidade de nutrientes (MARTINS, DENARDIN & GOMES, 2020).

Além disso, a limitação de espaço para o transporte da água e solução do solo impacta diretamente a disponibilização de nutrientes uma vez que os dois principais mecanismos de transporte destes são o fluxo de massa e difusão, que são dependentes do fluxo de água no solo (MELLO PRADO, 2020; LUCENA, MASAGUER & RODRIGUES, 2021).

Conseqüentemente, se a planta não consegue obter nutrientes, seu crescimento será menor e a produção de metabólitos para formação dos órgãos comercializáveis também será menor, diminuindo a produtividade, como ocorreu no experimento de Girardello et al. (2014), onde os autores investigaram a relação entre a RP e a produtividade da soja sob SPD. A medição da RP foi realizada após o manejo da cultura de cobertura (aveia preta) e após a colheita da soja. Nas áreas onde a RP foi considerada baixa houve uma grande produção de soja (mais de 4200 kg ha<sup>-1</sup>), enquanto em áreas onde a RP era maior houve redução de cerca de 38% na produtividade, com perdas de 1436 kg ha<sup>-1</sup>. Por meio da redução da RP os autores conseguiram evidenciar que a utilização do SPD atua na redução de perdas na produtividade.

Os aspectos biológicos também afetam a produtividade de uma cultura, seja por meio da adição de MOS ou pela ação de organismos que ali vivem. Estes organismos, conhecidos como biota do solo, atuam em várias funções, como ciclagem de nutrientes, decomposição da matéria orgânica, disponibilidade de nutrientes, aumento da rizosfera e melhoria da estrutura física do solo (por meio de exsudatos e galerias criadas), o que melhora a infiltração de água no solo (OLIVEIRA & SOUTO, 2011; SALTON & TOMAZI, 2014; CHEN et al., 2020).

Com maior disponibilidade de nutrientes, a planta poderá produzir mais metabólitos e assim aumentar sua produtividade. Séguy & Bouzinac (1995) definem que a camada de palha é uma bomba recicladora de nutrientes e que sua aplicação tenta emular o equilíbrio encontrado

na Floresta Amazônica, onde a decomposição da matéria orgânica oriunda da própria planta alimenta a mesma com nutrientes.

Pittelkow et al. (2015) realizaram uma meta-análise global usando 5.463 observações de produtividade pareadas de 610 estudos para comparar o SPD, o conceito original e central da agricultura conservacionista, com práticas convencionais de cultivo em 48 culturas e 63 países. Os resultados obtidos foram que o SPD reduz a produtividade, no entanto a resposta ao sistema é variável e, sob certas condições, o SPD pode ocasionar produtividades equivalentes ou maiores que a lavoura convencional.

O aumento da produtividade pela adição de matéria orgânica pode ser visto, por exemplo, no experimento de Alvarenga et al. (2001), em que foram avaliadas sete leguminosas (*Canavalia ensiformis* (feijão-de-porco), *Crotalaria spectabilis*, *Capparis hastata* (feijão-bravo), guandu, mucuna, *Crotalaria juncea* e guandu anão) para a produção de milho em SPD. A produtividade do milho sobre a palhada das leguminosas foi de 3.167 kg ha<sup>-1</sup>, em comparação com a produtividade alcançada na área controle (pousio), de 2.208 kg ha<sup>-1</sup>. Este aumento evidencia a importância da matéria orgânica do SPD na produtividade.

Daniel et al. (2020) ao analisarem o consórcio de milho com *Crotalaria* observaram menor evaporação da água no sistema em consórcio quando comparado ao pousio. Os autores concluíram que houve redução na evaporação na ordem de 26,78%, o que é justificado pelo sombreamento causado pelo dossel das duas culturas em consórcio, reduzindo a energia que incide na superfície do solo somado ao fato do rápido crescimento inicial da cultura de cobertura, contribuindo para maior proteção do solo, além de exercer o controle de plantas daninhas (DANIEL et al., 2020).

O cultivo de plantas de cobertura com distintos sistemas radiculares contribui para a formação de bioporos que auxiliam na difusão de gases e infiltração de água, promovendo assim uma melhor absorção de nutrientes pela planta e aumentando a produtividade (MELLO PRADO, 2020; LUCENA, MASAGUER & RODRIGUES, 2021). Sendo que a água é fundamental para a expansão celular e, portanto, tem grande influência na produtividade das culturas. Isso ocorre porque para maior expansão celular é preciso que a planta transpire mais, gerando força de turgor para expansão celular em tamanho e, por conseguinte, expressando seu máximo potencial produtivo (TAIZ et al., 2021).

Em experimento realizado por Nicoloso et al. (2008), foi avaliada a eficiência do uso de um escarificador biológico do solo (nabo) e sua influência na produtividade de soja. Os autores evidenciaram que o uso de nabo em consórcio com aveia preta em SPD promoveu uma redução

de valores de resistência à penetração do solo em relação aos outros tratamentos sem o nabo, evidenciando a força da cultura como escarificador biológico. No mesmo experimento, o rendimento de grãos de soja foi avaliado e os tratamentos com o nabo forrageiro (SPD+nabo e aveia em consórcio; escarificador mecânico+nabo e aveia em consórcio) mostraram valores de  $3,49 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $3,73 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente. Ambos os valores foram superiores àqueles dos tratamentos sem o nabo forrageiro (SPD+aveia; escarificação mecânica+aveia) que obtiveram valores de  $3,45 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $3,47 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente, evidenciando o aumento da produtividade nos tratamentos em que houve a ação do nabo forrageiro.

Este aumento da produtividade pode ser visto no experimento feito por Arf et al. (2018), em que foi avaliada a produtividade de arroz em um sistema de rotação com plantas de cobertura consorciadas com milho. Houve um aumento significativo da produtividade de arroz nos tratamentos de arroz rotacionado com milho+guandu e milho+feijão-de-porco, com o primeiro aumentando de  $5.021 \text{ kg ha}^{-1}$  de arroz produzidos em 2014/2015 para  $5.740 \text{ kg ha}^{-1}$  de arroz produzidos em 2016/2017 e o segundo indo de  $5.101 \text{ kg ha}^{-1}$  produzidos em 2014/2015 para  $5.506 \text{ kg ha}^{-1}$  produzidos em 2016/2017. Já o tratamento de rotação somente com milho, apesar de ter uma produção inicial maior em 2014/2015 ( $5.319 \text{ kg ha}^{-1}$ ), teve um decréscimo nesta produção em 2016/2017, produzindo apenas  $4.997 \text{ kg ha}^{-1}$ , evidenciando a influência da diversidade de espécies no processo de rotação de culturas.

Dessa forma, é possível dizer que o futuro da alimentação da população mundial dependerá da intensificação da produção agropecuária sustentável (MURRAY, 2012). Nesse sentido, o SPD é considerado uma metodologia de cultivo com grande potencial, principalmente pelo alicerce da rotação de culturas, que culmina em inúmeros benefícios para a qualidade do solo e produtividade dos cultivos comerciais (GUARÇONI et al., 2019). Portanto, “parece indissociável a possibilidade de preservar adequadamente o ambiente e produzir quantidade suficiente de alimentos, de forma que a sociedade como um todo se beneficie, com lucro para quem produz e preço justo para quem consome” (GUARÇONI et al., 2019).

## **10 SPD E A CONSERVAÇÃO DO SOLO E DA ÁGUA**

O solo e a água são elementos fundamentais para a manutenção dos sistemas agrícolas e naturais (VILAÇA, 2018). Nas regiões tropicais e subtropicais a adoção de sistemas de manejo com mínimo revolvimento é fundamental para a conservação do solo e da água e acúmulo de MOS, objetivando garantir elevadas produtividades com reduzido impacto ambiental (ARAÚJO et al., 2004).

O impacto ambiental, segundo a resolução CONAMA N° 1, de janeiro de 1986, é definido como:

“qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais”.

Este impacto está presente no mundo com diferentes intensidades e pode ser causado pelo uso indevido da agricultura, da extração mineral e da retirada de cobertura vegetal do solo (CONAMA, 1986; NOVAIS PINTO, 1990). Do ponto de vista técnico, o sistema de manejo deve contribuir para a manutenção ou melhoria da qualidade do solo e do ambiente, bem como para a obtenção de adequadas produtividades das culturas a longo prazo (SOBUCKI et al., 2019; OLIVEIRA SILVA et al., 2021).

Para Jesus et al. (2017) o solo é o compartimento do sistema agrícola com a função de reter água, adsorver nutrientes e oxigênio e sustentar mecanicamente as plantas. Dessa forma, um dos principais fatores limitantes para a obtenção do máximo potencial de produtividade nas áreas agrícolas tem sido as alterações nos atributos físicos. Contudo, alterações nos componentes químico e biológico também são fatores que podem influenciar na perda da qualidade do solo e, conseqüentemente, na perda do seu potencial produtivo (JESUS et al., 2017; SOBUCKI et al., 2019; OLIVEIRA SILVA et al., 2021).

As perdas de nutrientes e MOS por erosão hídrica são fortemente influenciadas pelo manejo (HERNANI, KURIHARA & SILVA, 1999; MATOS, 2020). Segundo Hernani, Kurihara & Silva (1999), o uso de sistema de manejo inadequado pode causar poluição e eutrofização de mananciais, aumentar os custos com adubação e provocar a degradação de agroecossistemas. Sendo que um dos principais problemas da agricultura moderna nas regiões tropicais e subtropicais é a perda de fertilidade dos solos provocada pela mineralização excessiva da MOS e pelas altas taxas de erosão em virtude do manejo excessivo do solo (arações e gradagens) (FEITOSA JÚNIOR et al., 2019; GONÇALVES et al., 2019).

A erosão, portanto, torna-se um problema por ocasionar, principalmente em solos com PC, o carreamento de partículas de solo, nutrientes (solúveis e adsorvidos), fertilizantes, herbicidas, fungicidas e inseticidas para as áreas mais baixas do relevo. Estes sedimentos e poluentes podem vir a atingir os recursos hídricos causando eutrofização, fenômeno associado à presença de nutrientes como P e N na água (GUANDAGNIN et al., 2005; RODRIGUES et al., 2021).

Righes et al. (2014) e Valente, Padilha & Silva (1997) complementam que a água provinda do escoamento superficial potencializa o desequilíbrio do ecossistema, visualizado por meio da redução do tempo de concentração em bacias hidrográficas, redução da recarga dos aquíferos e transporte de defensivos agrícolas para os mananciais.

Ademais, Arias et al. (2007) salientam que o escoamento superficial e a percolação são as principais fontes de contaminação dos recursos hídricos por agroquímicos. No entanto, a ocorrência e a gravidade da contaminação serão determinadas por fatores relacionados ao princípio ativo do produto sendo eles a elevada solubilidade em água, alta meia-vida no solo e baixa adsorção à MOS (USEPA, 2001), ressaltando novamente a importância da MOS na redução dos impactos dos agroecossistemas. Choi et al. (2016) verificaram que a adoção do SPD reduziu a taxa de escoamento em 64,9% e as cargas de poluição de fontes difusas em 66,4-88,3%.

O aumento considerável de nutrientes no ambiente aquático devido à má conservação do solo acelera o processo de eutrofização. Processo este que produz inúmeras mudanças na qualidade da água, como redução de oxigênio dissolvido, redução da biodiversidade aquática, perda da qualidade cênica, morte de peixes e o aumento da incidência de florações de microalgas e cianobactérias (RESENDE, 2002).

Além disso, quando os sedimentos se depositam no fundo dos rios ocorre a redução da área disponível para o fluxo hídrico, ou seja, o assoreamento, cujas causas estão relacionadas a fatores climáticos, ação da água sobre o solo, falta de cobertura vegetal e expansão da mancha urbana (ACCORSI et al., 2017). Tornando-se um problema social devido ao impacto dos efeitos nocivos nas populações, como enchentes e poluição de águas (MIRABELLA & ALLACKER, 2018; BOISVERT, 2020; NAGEL et al., 2020). Portanto, as atividades antrópicas próximas aos recursos hídricos aceleram significativamente esse processo (BOISVERT, 2020; ARAÚJO JÚNIOR, 2021).

Silva Pereira et al. (2021) avaliaram a erosão hídrica sob chuva simulada em sistemas de preparo do solo no Cerrado piauiense. Para tal foram avaliados a lâmina de água infiltrada, o escoamento superficial e a perda de solo em PC, SPD e cultivo mínimo. Os resultados obtidos, quando comparados apenas o PC e SPD, demonstram que o SPD apresentou os menores valores de perdas de solo, maior infiltração de água e menor escoamento superficial. O valor obtido para a infiltração de água no SPD foi de 41,50 mm e no PC foi de 32,97 mm evidenciando que no PC há uma redução na quantidade infiltrada. A perda de solo em SPD foi de 0,12 Mg ha<sup>-1</sup> e no PC foi de 3,48 Mg ha<sup>-1</sup>. No PC houve um escoamento superficial de 33,89

mm, enquanto no SPD este escoamento caiu para 25,35 mm, representando uma perda por escoamento superficial de 49,83% da lâmina de chuva aplicada em PC e de 37,27% em SPD.

Hernani, Kurihara & Silva (1999) concluíram em seu trabalho que o SPD foi o sistema mais eficaz no controle da erosão, ocasionando em menores perdas totais de nutrientes e de MOS. Os resultados obtidos por Hernani, Kurihara & Silva (1999) mostraram que as maiores perdas de  $\text{Ca}^{2+}$  foram verificadas no PC sem cobertura vegetal ( $19,2 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), e as menores, no SPD ( $3,1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). As maiores perdas de  $\text{Mg}^{2+}$  foram verificadas no PC sem cobertura vegetal ( $1,70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ), comparado às menores perdas no SPD ( $0,30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). As perdas de P e  $\text{K}^+$  para o PC foram de  $0,84 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e  $7,80 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente. Já para o SPD as perdas foram de  $0,15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para o P e  $1,40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  para  $\text{K}^+$ . A MOS no sedimento da enxurrada atingiu perda máxima de  $216 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  no PC; já no SPD foi de  $29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

Souza, Madeira & Figueiredo (2014) ao avaliarem o plantio de hortaliças em PC e SPD em relação às perdas de água e solo concluíram que o uso de SPD reduziu em 66% as perdas de solo em relação ao PC, saindo de uma perda de  $2.771 \text{ kg ha}^{-1}$  no PC para  $938,3 \text{ kg ha}^{-1}$  no SPD. As perdas de água no PC foram de  $63 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ , já no SPD foram de  $5,87 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ .

Assim sendo, a utilização do SPD tem papel importante no auxílio da conservação do solo e da água, pois pode atuar na minimização da perturbação do solo, diminuir a oxidação do C orgânico do solo e aumentar o teor de C, além de aumentar a agregação do solo e a infiltração de água (GUO et al., 2016). A menor mobilização do solo reduz o desprendimento de partículas, diminui as perdas sólidas suspensas (LARSEN et al., 2014), diminui a erosão do solo e minimiza o transporte de poluentes (CARKOVIC, PASTÉN & BONILLA, 2015). Há então promoção de serviços ecossistêmicos como aumento de sequestro de carbono e conservação da biodiversidade, devido ao aumento da resistência do solo aos processos erosivos (CORTEZ et al., 2006; BRANDÃO et al., 2012; SILVA PEREIRA et al., 2021).

Sousa (2020) afirma que a palhada reduz o impacto das gotas de chuva no solo protegendo-o contra a desagregação de partículas e um possível selamento superficial, favorecendo assim a infiltração e dificultando o escoamento superficial. Corroborando com os autores acima, Poletto (2014) afirma que a deposição de material orgânico sobre o solo fornece proteção física do impacto da gota da chuva na superfície e proporciona o aumento da taxa de infiltração da água, diminuindo a velocidade de escoamento superficial. Considerando que a presença de MOS influencia na estabilidade estrutural do solo, teores abaixo de 2%, em geral, provocam a redução na estabilidade de agregados, favorecendo a formação do encrostamento

superficial e, conseqüentemente, redução na infiltração e aumento do escoamento (COSTA, SILVA & RIBEIRO, 2013).

Com a adoção da manutenção da palhada visualiza-se uma significativa redução nas perdas de solo e água pela erosão; proteção da superfície do solo da ação direta dos raios solares, reduzindo a temperatura e a evaporação, mantendo no solo uma maior quantidade de água; redução das amplitudes hídrica e térmica; favorecimento da atividade biológica e aumento do teor de MOS no perfil do solo (JESUS et al., 2017; SOBUCKI et al., 2019; SOUSA, 2020; OLIVEIRA SILVA et al., 2021).

Dechen et al. (2015) ao compararem as perdas de água, solo e MOS com diferentes taxas de cobertura do solo (0%, 24%, 40% e 90%), concluíram que o aumento do aporte de material orgânico na cobertura do solo pode resultar em redução das perdas de água em 51,97%, de solo em 54,44% e de MOS em 54,91%.

Vieira et al. (2020) ao analisarem a temperatura do solo cultivado com milho, em Tangará da Serra, MT, concluíram que a adição de palha de braquiária ao solo foi suficiente para garantir redução da temperatura do solo em pelo menos 3°C. Resultados semelhantes foram obtidos por Rodrigues et al. (2018) em Jaboticabal, SP, por Lima et al. (2020) em Pesqueira, PE, e por Firth et al. (2022) no estado do Mississippi, EUA.

Além dos efeitos da temperatura, Pinto et al. (2017) afirmam que a capacidade de infiltração de água pode ser elevada pela atuação de fenômenos naturais, como escavações realizadas por animais e insetos e decomposição das raízes das plantas. A mobilização do solo em um sistema convencional provoca a quebra dos sistemas de poros diminuindo a conectividade entre eles e, conseqüentemente, diminui o retorno de seus efeitos benéficos.

Isto pode ser observado no experimento de Martins & Santos (2017), em que a taxa de infiltração foi avaliada de acordo com o manejo de solo utilizado. No trabalho destes autores, a taxa de infiltração do SPD com e sem rotação de culturas foi comparada com a da mata nativa e os resultados obtidos mostraram que a taxa de infiltração de um solo implementado com SPD e rotação de culturas foi de 40% em relação à mata nativa (100%), e a de um solo implementado com plantio direto na palha, mas sem rotação de culturas, foi somente de 16% em relação à mata nativa. Segundo Sousa (2020), a infiltração é importante para a formação de nascentes e outros mananciais, demonstrando estreita relação com as características do terreno e com suas formas de uso e práticas de manejo e, portanto, com a conservação dos recursos hídricos em termos qualitativos e quantitativos.

A erosão hídrica intensificada pelo tipo de manejo adotado é um dos grandes problemas ambientais na atualidade, trazendo problemas não somente ao meio natural, mas expandindo também ao meio socioeconômico (COUTINHO, CECÍLIO & GARCIA, 2018). Em decorrência da perda de nutrientes por erosão nos diferentes tipos de manejo, a quantidade de adubos utilizada para reposição da fertilidade do solo pode alcançar cifras entre US\$ 23,00 a US\$ 24,94 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> conforme encontrado na pesquisa de Canuto Lima et al. (2017). Já Dechen et al. (2015) ao analisarem os teores de P, K<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup> e Mg<sup>2+</sup> na água da enxurrada e na terra carreada pela erosão encontraram valores de US\$ 107,76 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no solo com 0% de cobertura e US\$ 18,15 ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> no solo com 90%. A estimativa de perdas de solo somente no Brasil é de 616,5 milhões de toneladas ao ano, gerando um custo aproximado de US\$ 1,3 bilhão ao ano.

Desta forma, a melhoria da qualidade do solo cultivável, por meio da utilização de sistemas conservacionistas como o SPD, permite a expansão sustentável da agricultura (SEKI et al., 2015) e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos (CORTEZ et al., 2006; BRANDÃO et al., 2012; SILVA PEREIRA et al., 2021).

## 11 SPD E O BALANÇO DE GASES DE EFEITO ESTUFA

A intensificação da agropecuária foi acompanhada pelo aumento das emissões de GEE, destacando-se o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), o metano (CH<sub>4</sub>) e óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) (MONTZKA, DLUGOKENCKY & BUTLER, 2011; JEFFRY et al., 2021; SHAKOOR et al., 2021). Como consequência, uma série de problemas foram desencadeados, como o aquecimento global e as mudanças climáticas afetando o padrão de vida dos seres humanos (JEFFRY et al., 2021).

Como via de contornar os danos das mudanças climáticas, foi aprovado na 21ª Conferência das Partes (COP21) da *United Nations Framework Convention on Climate Change* (UNFCCC) por 195 países, o Acordo de Paris visa diminuir as emissões de GEE dentro do contexto do desenvolvimento sustentável (MMA, 2022). Os governos envolvidos se comprometeram em desenvolver seus próprios compromissos para alcançar o objetivo do Acordo por meio das pretendidas Contribuições Nacionalmente Determinadas (*intended Nationally Determined Contribution – iNDC*) (MMA, 2022). A partir da NDC Brasileira, o Brasil se comprometeu em reduzir as emissões de GEE em 37% até 2025 e em 43% até 2030, tendo como ponto de referência o ano de 2005 (BRASIL, 2016). Diversas metas foram estabelecidas, destacando-se as que se referem aos setores florestal e agropecuário (BRASIL, 2016).

No ano de 2019 estima-se que o Brasil emitiu 2,17 bilhões de toneladas de dióxido de carbono equivalente ( $t\ CO_{2eq}$ ) na atmosfera (SEEG, 2020). Motivado pelo desmatamento, o setor de mudanças de uso da terra é o principal responsável pelas emissões no País, correspondendo a 44% do total (IPCC, 2014; SEEG, 2020). Impacto este que deve ser constantemente debatido uma vez que a concentração de  $CO_2$  no solo é de 10 a 100 vezes maior que a encontrada na atmosfera (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). Em segundo lugar, destaca-se o setor agropecuário com uma contribuição igual a 28% do total de GEE liberados, sendo o total das emissões causadas direta ou indiretamente pela atividade rural correspondente a 72% (SEEG, 2020).

Assim, dentro das medidas da NDC Brasileira a principal estratégia no que diz respeito ao desenvolvimento sustentável na agricultura seria o fortalecimento do Plano de Agricultura de Baixa Emissão de Carbono (Plano ABC) (BRASIL, 2016). Conforme a Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC), o Plano ABC tem como objetivo geral proporcionar a redução das emissões de GEE nas atividades agrícolas promovendo a melhoria da eficiência no uso dos recursos naturais, elevando a resiliência de sistemas produtivos e de comunidades rurais, além de possibilitar a adaptação do setor agropecuário às mudanças climáticas (MAPA, 2016).

Dentre os objetivos específicos desse plano, pode-se destacar aquele que busca dar incentivo a implementação de sistemas de produção sustentáveis que garantem a redução de emissões de GEE e aumentem a renda dos produtores, a partir da recuperação de pastagens degradadas, Integração Lavoura-Pecuária-Floresta (ILPF) e Sistemas Agroflorestais (SAFs), Florestas Plantadas, fixação biológica de nitrogênio (FBN) e SPD (MAPA, 2016). Com a adoção das tecnologias previstas no Plano ABC já foram mitigadas cerca de 152,93 milhões de  $t\ CO_{2eq}$  entre os anos de 2010 e 2020, atingindo 113% da meta proposta pelo Plano (TELLES et al., 2021).

Por isso, a adoção do SPD vem sendo realizada nas últimas décadas em razão de sua capacidade de promover uma série de benefícios econômicos e ambientais (GARCÍA-MARCO et al., 2016). Diversos estudos apontam o mesmo como uma forma eficaz de acumular carbono no solo, reduzindo, conseqüentemente, as emissões líquidas de  $CO_2$  (COSTA JUNIOR et al., 2013; LAL, 2015; BAYER et al., 2016; CORBEELS et al., 2016; PAUSTIAN et al., 2016; XAVIER et al., 2019).

Nas áreas agrícolas as emissões de  $CO_2$  se relacionam com a decomposição de resíduos vegetais, com a taxa metabólica dos microrganismos, com a respiração das raízes e com a

oxidação da matéria orgânica (BRONICK & LAL, 2005; REICOSKY et al., 2005; CHEN et al., 2018), fatores afetados pelos sistemas de manejo do solo (XAVIER et al., 2019). O aumento dos teores de C no solo ocorre quando o balanço entre entradas e saídas é positivo (JANZEN, 2004). As rotas de entrada, portanto, tem como vias a deposição de resíduos culturais e o uso de fertilizantes orgânicos (PAUL et al., 2013). As rotas de saída de C relacionam-se com os processos erosivos que eliminam os resíduos vegetais, a lixiviação do C orgânico dissolvido e perda de C na forma de CO<sub>2</sub> (DAVIDSON & JANSSENS, 2006). De modo que práticas como o SPD contribuem com o estoque de C tanto no aumento ativo das entradas de material orgânico no sistema quanto na conservação da MOS (FAO, 2017).

A partir da presença de resíduos vegetais, a rotação de culturas exerce influência na dinâmica do C no que se refere as suas entradas e saídas do sistema, como a incorporação do CO<sub>2</sub> fixado pelas plantas, ciclagem de nutrientes e trocas gasosas, afetando, conseqüentemente, seu estoque no solo (LAL, 2009; ZOTARELLI et al., 2012; LAUDICINA et al., 2014). Assim, o SPD tem a potencialidade de fornecer um maior aporte de resíduos culturais ao longo do tempo, intensificando o processo de incorporação e estabilização de C no solo e desempenhando um papel essencial no aumento da capacidade produtiva do sistema (XAVIER et al., 2019). O que se dá devido à existência de uma relação causa-efeito entre agregação e a matéria orgânica, em que quando se aumenta os teores de MOS a agregação do solo é favorecida; e a segunda, por sua vez, impede que a primeira seja exposta à processos de decomposição, processo que é lesado com o revolvimento do solo em plantios convencionais (SIX, ELLIOT & PAUSTIAN, 1999; COSTA et al., 2004).

Corbeels et al. (2016) estimaram o sequestro de C do solo sob SPD em dois municípios de Goiás que são representativos do Bioma Cerrado e constataram que com a adoção desse sistema após cerca de 11 a 14 anos, os estoques de C recuperaram os níveis daqueles sob Cerrado natural, representando um armazenamento total de C no solo de cerca de 15 Mg C ha<sup>-1</sup> na camada de 0-40 cm.

Em suma, para estocar C é necessária a presença do N. Dessa forma, pelo uso de plantas de cobertura, o SPD pode ser considerado uma das principais formas de entrada e armazenamento de C orgânico no solo, sendo capaz de equilibrar o balanço de gases do efeito estufa (GEE) em solos agrícolas (MOREIRA & SIQUEIRA, 2006). De acordo com Moreira & Siqueira (2006), solos sob SPD são uma alternativa para retirar o excesso de CO<sub>2</sub> da atmosfera, pois podem sequestrar em torno de 40% de carbono a mais do que aqueles sob cultivo convencional, tornando o cultivo agrícola mais conservacionista.

Além dos gases com a presença de C, os constituídos de N têm grande participação no aquecimento global e são potencialmente emitidos pelas atividades agropecuárias, com destaque ao N<sub>2</sub>O (SEINFELD & PANDIS, 2006).

As entradas de N no solo se dão via deposição atmosférica onde as formas orgânicas e inorgânicas de N são dissolvidas e depositadas no solo e via fertilizantes nitrogenados. As saídas de N nos agroecossistemas ocorrem via escoamento superficial que carrega formas dissolvidas e particuladas de N, lixiviação para o lençol freático, emissões de óxidos de N para a atmosfera via ciclo bioquímico e utilização e compartimentalização interna entre plantas, microrganismos e meio ambiente (GUNDERSEN & BASHKIN, 1994; CHAPLIN III, MATSON & VITOUSEK, 2013).

Por consequência, a velocidade e forma como o N é transformado em seu ciclo sofre influência com as características de cada ecossistema devido às relações entre os fatores bióticos e abióticos. Exemplo dessa regulação é a produção de N<sub>2</sub>O por vias biológicas, que é controlada por fatores como disponibilidade de O<sub>2</sub>, temperatura, umidade, pH e textura do solo, disponibilidade e qualidade da matéria orgânica (RODRIGUES & MELLO, 2012; BUTTERBACH-BAHL et al., 2013). Por isso, é correto afirmar que as práticas de manejo influenciam nos estoques de N assim como influenciam nos estoques de C no solo (XU, XU & CAI, 2013).

Estima-se que aproximadamente 66% das emissões mundiais de N<sub>2</sub>O advém de práticas agropecuárias, sendo que o uso incorreto de fertilizantes nitrogenados é o principal responsável por essa emissão (GALLOWAY et al., 2003; FAO, 2013). Com o uso inadequado há o aumento de perdas de N do sistema em diversas formas como amônia (NH<sub>3</sub>), amônio (NH<sub>4</sub>), óxidos de nitrogênio (NO<sub>x</sub>), N<sub>2</sub>O e nitrato (NO<sub>3</sub>) (GALLOWAY et al., 2003).

O SPD torna-se um potencial para mitigação das emissões GEE constituídos de N quando lança mão da rotação de culturas, uma vez que o uso de leguminosas no sistema reduz a aplicação de fertilizantes nitrogenados devido à liberação de N mineral oriundo da FBN e dos resíduos vegetais e, de modo concomitante, contribui para os estoques de C (LUPWAYI & KENNEDY, 2007; TRIBOUILLOIS et al., 2015).

O SPD modifica as práticas agrícolas no que se refere ao uso de máquinas, calagem, fertilização e pode alterar os fluxos de outros GEE no solo, como CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O, quando comparado ao PC (SNYDER et al., 2009; CERRI et al., 2010). García-Marco et al. (2016) conduziram um estudo em um solo ácido mal drenado e constataram que o SPD reduziu as emissões de N<sub>2</sub>O e aumentou a oxidação de CH<sub>4</sub>. Os autores atribuíram os resultados a uma

menor saturação do espaço poroso por água como resultado do aprimoramento das propriedades físicas do solo, melhorando a difusão de gases e a infiltração de água no solo (GARCÍA-MARCO et al., 2016).

Em um trabalho realizado por Bayer et al. (2016), o solo em SPD sob culturas de cobertura de leguminosas (guandu, *Lablab purpureum* (lablab), *Vigna unguiculata* (feijão-caupi) e ervilhaca) exibiu aumento das emissões de N<sub>2</sub>O comparado com o solo sob PC. Entretanto, as emissões de N<sub>2</sub>O foram completamente compensadas pela retenção de CO<sub>2</sub> na MOS (BAYER et al., 2016). Vale ressaltar que o efeito do SPD sobre a emissão de N<sub>2</sub>O tem sido variável, estando essa incerteza associada às interações entre as propriedades físicas do solo, condições climáticas e duração das práticas de cultivo (BALL, SCOTT & PARKER 1999; JANTALIA et al., 2008; OMONODE et al., 2011; GARCÍA-MARCO et al., 2016).

Maiores resultados de emissão de C-CO<sub>2</sub> e de N-N<sub>2</sub>O em SPD com mais tempo de implantação foram observados por Siqueira Neto et al. (2009), em estudo realizado em Tibagi, PR. O SPD implantado há 22 anos emitiu 48,4 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> e 29,8 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> de N-N<sub>2</sub>O enquanto o SPD com 12 anos de implantação emitiu 39,1 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> de C-CO<sub>2</sub> e 26,7 mg m<sup>-2</sup> h<sup>-1</sup> de N-N<sub>2</sub>O. Os autores argumentam que não é esperado que SPD com período mais longo de implantação apresente esse resultado uma vez que, pelo maior tempo de adoção de um sistema conservacionista, esperava-se que a MOS estivesse mais protegida contra processos de decomposição. Desse modo, o resultado foi associado à maior diversidade e atividade da microbiota do solo.

Em estudo realizado por Campanha et al. (2019), o SPD emitiu menos N-N<sub>2</sub>O e foi mais eficiente na conversão da emissão de N-N<sub>2</sub>O por kg de grão de *Z. mays* produzido quando comparado ao PC. Sendo a emissão de N<sub>2</sub>O acumulada de 769 mg N-N<sub>2</sub>O e de 391 mg N-N<sub>2</sub>O por kg de grão produzido para SPD e PC, respectivamente.

Vasconcelos et al. (2018), em estudo compilando resultados de emissão de CO<sub>2eq</sub> nos municípios de Ariquemes, RO; Comodoro, MT; Eldorado do Sul, RS; Montividiu, GO; Ponta Grossa, PR; Rio Verde, GO; Tibagi, PR; e Vilhena, RO, constataram que as maiores emissões de GEE foram encontradas na pastagem (2,3 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>), seguida da vegetação nativa (2,0 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e dos sistemas agrícolas em PC e SPD (1,9 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>).

Bansal et al. (2022) constataram que em SPD a ervilhaca reduziu a pegada de C em aproximadamente 14% quando utilizada como planta de cobertura em detrimento do trigo; sendo que o uso da leguminosa melhorou o índice de sustentabilidade do milho. Ainda conforme os autores, no cultivo de milho contínuo, sem rotação, as emissões de CO<sub>2eq</sub> foram

significativamente maiores 0,28-0,62 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, mas o aporte de resíduos tanto abaixo quanto acima do solo trouxe um maior ganho líquido para a cultura, chegando a 5,4 Mg CO<sub>2eq</sub> ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>.

Os resultados demonstrados corroboram com o entendimento de que os ciclos bioquímicos dos elementos constituintes dos GEEs impactam na dinâmica do balanço dentro dos sistemas. Práticas conservacionistas têm maior potencial de retenção dos GEE no solo devido às condições ótimas para a estabilização da MOS (SNYDER et al., 2009; CERRI et al., 2010; XU, XU & CAI, 2013).

## **12 SPD COMO FERRAMENTA DE MARKETING SUSTENTÁVEL**

O agronegócio (*agribusiness*) é a soma de todas as operações envolvidas na fabricação e distribuição de insumos agrícolas, operações de produção na fazenda, e armazenamento, processamento e distribuição de commodities agrícolas e itens feitos a partir deles (DAVIS & GOLDBERG, 1957; MENDONÇA, 2015). Deve ser entendido como uma cadeia de valor de modo que ações isoladas de cada componente influenciam no resultado do todo, ou seja, o que o produtor realiza para dentro da porteira influenciará nos rendimentos para fora da porteira tanto dele quanto das empresas que beneficiam seus produtos (GEREFFI & KAPLINSKY, 2001; KAPLINSKY & MORRIS, 2002; MEGIDO, 2016; CLAY & FEENEY, 2019).

Dentro desse contexto, é correto afirmar que todos os elos do agronegócio precisam não somente se posicionar, mas de fato serem mais sustentáveis. Fato que é possível a partir da implementação de estratégias social e ambientalmente responsáveis que atendem às necessidades atuais de consumidores e empresas e, ao mesmo tempo, preservem ou intensifiquem a capacidade das gerações futuras de atender às necessidades delas (KOTLER & ARMSTRONG, 2015; MEGIDO, 2016; CLAY & FEENEY, 2019).

As ações voltadas às vendas através do marketing sustentável são vistas como a ligação entre campo e cidade formando a agrossociedade. Nesse sistema, a comunidade urbana inicia os movimentos que ditam o comportamento de consumo que atinge toda a cadeia produtiva (MEGIDO, 2016; CLAY & FEENEY, 2019). Como exemplo destes movimentos a tão falada geração Z, que nasceu após a década de 1990, está exercendo pressão sobre os modelos de consumo em todo planeta (PEREIRA et al., 2017), o que associado com as mudanças de hábito que a Pandemia de Covid-19 trouxe, têm refletido em consumidores mais conscientes.

A consciência de consumo, no entanto, não está associada somente às boas práticas de produção, mas a um conceito mais amplo que abrange condições sociais e ambientais, dentro da perspectiva de mercado irreversível onde os consumidores ditam a tendência (PEREIRA et

al., 2017). O que condena todas as partes do *agribusiness* à necessidade constante de diálogo com os consumidores, pois dentro da agrossociedade o que não é entendido, não vende (MEGIDO, 2016).

Ou seja, é preciso produzir um produto de qualidade respeitando o meio ambiente, contribuindo para sua manutenção, com condições dignas de trabalho e reconhecendo que o valor do produto é diferente de seu preço. Marcas crescem expressivamente quando inserem em seu plano de ação e destinam efetivamente recursos aos seus valores socioambientais. Já entre 2000 e 2001 a preferência dos consumidores brasileiros por marcas com uma garantia de que os produtos e operações não prejudicassem o meio ambiente subiu de 74 % para 81 % (SOUZA & BENEVIDES, 2002).

Essa alteração no modelo de consumo reforça que o avanço sustentável na agropecuária é uma preocupação cada vez mais frequente dentro do agronegócio brasileiro. Avanço este destacado por aqueles agentes que zelam pelo alinhamento com as regras de competitividade e com o compromisso e responsabilidade com o meio social e ambiental em que estão inseridos (CAVALCANTI, 2012; KUO, 2018; TELLES et al., 2021). O próprio Governo Federal reforçou seu compromisso com essa causa ao instaurar o Plano ABC em 2009, objetivando o estímulo de práticas agropecuárias que reduzissem a emissão de GEE, com destaque para o SPD (ASSAD & MARTINS, 2015; SILVA & VIEIRA FILHO, 2019; TELLES et al., 2021).

No entanto, Pereira & Romeiro (2018) relatam o grande desafio da comunicação no “agro” brasileiro uma vez que os agentes do setor têm de dar satisfação de muita coisa para muita gente. Os autores ainda destacam que é o setor que fala bem consigo mesmo e fala pouco com a sociedade. De modo que é proposto o fortalecimento da agrossociedade por meio de um projeto de comunicação que esclareça e conscientize os cidadãos dos objetivos e metas, reforçando lealmente, as dificuldades e as vitórias em suas etapas.

Porém, lançando mão de ações de marketing sustentável, empresas do agronegócio se dispuseram a integralizar ações visando a mitigação dos GEE por meio do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) oriundo do Protocolo de Quioto e mais recentemente por meio das metas do Acordo de Paris (MARQUES & GALDINO, 2021; PHILIPPI et al., 2023). Dentre estas ações destacam-se modelos de sistemas que adotam o SPD como premissa básica, como é o caso da Agricultura Regenerativa. Neste contexto, empresas como Nestlé em seus três segmentos (Cacau, Leite e Café), Danone, Dow, entre outras, têm implantado projetos de descarbonização (GONÇALVES, 2022; DANONE, 2023; NESTLÉ, 2023).

A expansão da área agrícola sob SPD evidenciada na Figura 1, foi ocasionada tanto pela busca pela redução dos processos erosivos, mas principalmente pela busca por um sistema de cultivo que possibilitasse rendimentos financeiros atrelado à preservação ambiental, às condições sociais e às condições do próprio terreno (CAVALCANTI, 2012; KUO, 2018; TELLES et al., 2021).

Telles (2015) em seu estudo sobre a valoração de terras agrícolas ressalta que o preço do terreno há muito já era estabelecido com base em fatores para além da produtividade que retornava. O autor demonstrou que condições como bem-estar social, a demanda do agricultor por terra relacionada com a sua produção e a diferença de “qualidade” entre as terras agrícolas, sobretudo no que diz respeito a sua fertilidade, seriam diferenciais no estabelecimento do preço da terra. Esses aspectos seriam considerados uma vez que a terra é um fator de certo modo finito sendo relativamente escassa e, por isso, têm valor e preço.

Ainda nos estudos de Telles (2015) e Telles, Reydon & Maia (2018), foi verificado por meio de dados do Censo Agropecuário de 2006 do IBGE que no Brasil terrenos que adotam SPD têm preço 33 % maior do que aqueles que são manejados sob PC. Isto se dá pela melhora das condições produtivas do terreno que estão associadas ao SPD, circunstância associada às melhorias produtivas e de resiliência de um terreno manejado sob este sistema.

Adicionalmente, o SPD abre um leque de possibilidades para inserção do sistema de produção dentro de projetos com intuito do recebimento monetário sobre créditos de carbono diretos ou indiretos. Os créditos diretos referem-se ao balanço positivo de CO<sub>2eq</sub> que o sistema produtivo gerou e o SPD é vetor determinante nessa conta. Esta venda direta pode ser realizada via mecanismo de verificação VCS Standard<sup>®</sup> (Verified Carbon Standard) (VERRA, 2023), por exemplo. As vendas indiretas seriam por mecanismo mercadológicos de verificação como o SOCIALCARBON<sup>®</sup> em que se utiliza a mensuração de co-benefícios sociais de projetos de carbono (SOCIALCARBON, 2022).

Estas premissas reforçam que o SPD pode vir a ser um caminho sem volta e, por isso, o estudo de seus processos dinâmicos é fundamental para alocá-lo corretamente em cada realidade.

### **13 CONCLUSÃO**

O SPD é um sistema dinâmico e a complexidade de seus efeitos pode resultar em aumento, redução ou neutralidade nos atributos dos agroecossistemas. O grau e a forma como esses atributos são afetados depende, portanto, do manejo adequado do sistema visando a interseção entre práticas vegetativas e edáficas, de modo que as três premissas do SPD sejam atendidas constantemente.

Para além dos retornos em produtividade, o SPD é um sistema de cultivo que pode ocasionar o aumento da resiliência do solo, estocagem de carbono e posicionar o empreendimento rural dentro de um mercado cada vez mais exigente por práticas de desenvolvimento limpo.

Ademais, o SPD é uma das diversas ações que são realizadas para dentro da porteira e que contribui para a preservação social, ambiental e econômica do meio. No entanto, pode e deve ser adotado concomitante a outras práticas de agricultura conservacionista de modo a intensificar a agropecuária sustentável.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABOUZIENA, H. F. & HAGGAG, W. M. (2016). Métodos alternativos de controle não químicos de plantas daninhas: Uma revisão. *Planta Daninha*, 34(2), 377-392.
- ACCORSI, O. J.; LIMA, E. F. P.; ALCOFORADO, L. F.; LONGO, O. C. (2017). Estudo do comportamento da cota mínima do rio Acre nos últimos 43 anos e as consequências para o assoreamento futuro do rio. *Geociências*, v. 36, n° 2, p. 315-324.
- ACOSTA, J. A. D. A.; AMADO, T. J. C.; SILVA, L. S. D.; SANTI, A.; WEBER, M. A. (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.
- ADAMS, T. M. M. & LAUGHLIN, R. J. (1981). The effects of agronomy on the carbon and nitrogen contained in the soil biomass. *The Journal of Agricultural Science*, 97(2), 319-327.
- ADEGAS, F. S.; VARGAS, L.; GAZZIERO, D. L. P.; KARAM, D.; SILVA, A. F.; AGOSTINETTO, D. (2017). Impacto econômico da resistência de plantas daninhas a herbicidas no Brasil.
- ADLER, M. J. & CHASE, C. A. (2007). Comparison of the allelopathic potential of leguminous summer cover crops: cowpea, sunn hemp, and velvetbean. *HortScience*, v. 42, n. 2, p. 289-293.
- AGOSTINETTO, D.; ULGUIM, A. R. & VARGAS, L. (2022). Manejo de Plantas Daninhas em Sistema Plantio Direto. In: *Sistema plantio direto no Brasil*. [livro eletrônico]. Passo Fundo, RS: Aldeia Norte Editora, 2022.
- ALENCAR, C. A. B.; CÓSER, A. C.; MARTINS, C. E.; OLIVEIRA, R. A.; CUNHA, F. F.; FIGUEIREDO, J. L. A. (2010). Altura de capins e cobertura de solo sob adubação nitrogenada, irrigação e pastejo nas estações do ano. *Acta Scientiarum. Agronomy*, Maringá, v. 32, n. 1, p. 21-27.
- ALLISON, F. E. (1966). The fate of nitrogen applied to soils. *Adv. Agron.*, 18:219-258.
- ALMEIDA, A. M. R.; SARAIVA, O. F.; FARIAS, J. R. B.; GAUDÊNCIO, C. A.; TORRES, E. (2001). Survival of pathogens on soybean debris under no-tillage and conventional tillage systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 36, n. 10, p. 1231-1238.
- ALMEIDA, A. M. R.; SEIXAS, C. D. S.; FARIAS, J. R. B.; OLIVEIRA, M. C. N.; FRANCHINI, J. C.; DEBIASI, H.; GAUDÊNCIO, C. D. A. (2014). *Macrophomina phaseolina* em soja. In: HENNING, A. A.; ALMEIDA, A. M. R.; GODOY, C. V.;

- SEIXAS, C. D. S.; YORINORI, J. T.; COSTAMILAN, L. M.; DIAS, W. P. (2014). Manual de identificação de doenças de soja.
- ALTIERI, M. A. & NICHOLLS, C. I. (2007). Conversión agroecológica de sistemas convencionales de producción: teoría, estrategias y evaluación. *Ecosistemas*, 16(1).
- ALVARENGA, R. C.; CABEZAS, W. A. L.; CRUZ, J. C.; SANTANA, D. P. (2001). Plantas de cobertura de solo para sistema plantio direto. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 22, n. 208, p. 25-36.
- ALVES, P. R. L.; CASSOL, P. B.; SEGANFREDO, M. A.; SPAGNOLLO, E. (2020). Contribuição da fauna do solo para os serviços ambientais. Embrapa Suínos e Aves- Capítulo em livro científico (ALICE).
- AMADO, T. J. C.; MIELNICZUK, J. & AITA, C. (2002). Recomendação de adubação nitrogenada para o milho no RS e SC adaptada ao uso de culturas de cobertura do solo, sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, Viçosa, v. 26, p. 241-248.
- ANDERSON, T. H. & DOMSCH, K. H. (1990). Application of eco-physiological quotients (qCO<sub>2</sub> and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry*, 22(2), 251-255.
- ANDRADE, A. T.; TORRES, J. L. R.; PAES, J. M. V.; TEIXEIRA, C. M.; CONDE, A. B. T. (2018). Desafios do Sistema Plantio Direto no Cerrado. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, v. 39, n. 302, p.18-26.
- ANDRADE, R. S.; STONE, L. F. & SILVEIRA, P. M. (2009). Culturas de cobertura e qualidade física de um Latossolo em plantio direto. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.13, p.411-418.
- ANGHINONI, I. (2007). Fertilidade do solo e seu manejo em sistema plantio direto. *In*: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ V., V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Eds.). (2007). Fertilidade do solo. 1ª ed., Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. p. 873-928.
- ANSCHAU, K. A.; SEIDEL, E. P.; MOTTIN, M. C.; LERNER, K. L.; FRANZISKOWSKI, M. A.; ROCHA HERRMANN, D. (2018). Propriedades físicas do solo, características agrônomicas e produtividade da soja em sucessão a plantas de cobertura. *Scientia Agraria Paranaensis*, 293-299.
- ANTUNES, C. H.; ETTO, R. M.; CAIRES, E. F.; BINI, A. R.; GONÇALVES, D. R. P.; URREA-VALENCIA, S.; GALVÃO, C. W. (2020). Liming and Nitrogen Fertilization

- Effects on Soil Microbial Community in Long Term No-till. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 63.
- ARAÚJO JÚNIOR, J. C. M. (2021). Variação temporal e sazonal do estado trófico do rio Maracaípe, litoral sul do estado de Pernambuco. *Revista Brasileira de Meio Ambiente*, 9(1).
- ARAÚJO, L. G.; MENDANHA, R. A.; GONÇALVES, F. J.; SILVA, G. B.; FILIPPI, M. C. C.; PRABHU, A. S. (2010). Antibiose de fungos do filoplano de plantas de arroz a *Magnaporthe oryzae*. *Revista de Biologia Neotropical*, v. 7, n. 1, p. 1-6.
- ARAÚJO, M. A.; TORMENA, C. A.; INOUE, T. T.; COSTA, A. C. S. (2004). Efeitos da escarificação na qualidade física de um Latossolo Vermelho distroférico após treze anos de plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 28, 495-504.
- ARAÚJO, R. A.; BADJI, C. A.; CORRÊA, A. S.; LADEIRA, J. A.; GUEDES, R. N. (2004). Impacto causado por deltametrina em coleópteros de superfície do solo associados à cultura do milho em sistemas de plantio direto e convencional. *Neotropical Entomology*, 33, 379-385.
- ARF, O.; PORTUGAL, J. R.; BUZETTI, S.; RODRIGUES, R. A. F.; SÁ, M. E. D. (2018). Crop rotation, green manure and nitrogen fertilizers in upland rice under no-tillage. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 48, 153-162.
- ARIAS, A. R. L.; BUSS, D. F.; ALBURQUERQUE, C.; INÁCIO, A. F.; FREIRE, M. M.; EGLER, M.; MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F. (2007). Utilização de bioindicadores na avaliação de impacto e no monitoramento da contaminação de rios e córregos por agrotóxicos. *Cien Saude Colet*; 12(1):61-72.
- ARRESE-IGOR, C.; HUNGRIA, M. & BONILLA, I. (2021). Fixação biológica de nitrogênio. p18-57. In: MARTINEZ, H. E. P.; MAROTTA, J. J. L. & MANGAS, I. B. (2021). *Relações solo-planta: Bases para a nutrição e produção vegetal*. Editora UFV.
- ASSAD, E. D. & MARTINS, S. (2015). A evolução de um novo paradigma. *AgroANALYSIS*, 35(3), 32-34.
- ASSIS, R. L. & LANÇAS, K. P. (2005). Avaliação dos atributos físicos de um Nitossolo Vermelho distroférico sob sistema plantio direto, preparo convencional e mata nativa. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 29, n. 4, p. 515-522.
- ÁVILA, C. J.; GRIGOLLI, J. F. J.; SALVADORI, J. R.; SILVA, I. F. (2020). Pragas da soja no Cerrado. *Revista Plantio Direto e Tecnologia Agrícola*, p. 3-11.

- BAIRD, R. E.; WATSON, C. E. & SCUGGS, M. (2003). Relative longevity of *Macrophomina phaseolina* and associated mycobiota on residual soybean roots in soil. *Plant Disease*, v. 87, p. 563-566.
- BAJWA, A. A. (2014). Sustainable weed management in conservation agriculture. *Crop Protection*, v. 65, p. 105-113, 2014.
- BALIN, N. M.; BIANCHINI, C.; ZIECH, A. R. D.; LUCHESE, A. V.; ALVES, M. V.; CONCEIÇÃO, P. C. (2017). Fauna edáfica sob diferentes sistemas de manejo do solo para produção de cucurbitáceas. *Scientia Agraria*, 18(3), 74-84.
- BALL, B. C.; SCOTT, A. & PARKER, J. P. (1999). Field N<sub>2</sub>O, CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes in relation to tillage, compaction and soil quality in Scotland. *Soil & Tillage Research*, v. 53, p. 29-39.
- BALOTA, E. L.; COLOZZI-FILHO, A.; ANDRADE, D. S.; HUNGRIA, M. (1998). Biomassa microbiana e sua atividade em solos sob diferentes sistemas de preparo e sucessão de culturas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 22, 641-649.
- BANSAL, S.; YIN, X.; SCHNEIDER, L.; SYKES, V.; JAGADAMMA, S.; LEE, J. (2022). Carbon footprint and net carbon gain of major long-term cropping systems under no-tillage. *Journal of Environmental Management*, 307, 114505.
- BARBIERI, J. D.; DALLACORT, R.; DANIEL, D. F.; DALCHIAVON, F. C.; FREITAS, P. S. L. (2020). Cobertura do solo, evapotranspiração e produtividade do milho safrinha. *Cultura Agrônômica: Revista de Ciências Agrônômicas*, 29(1), 76-91.
- BAREA, J. M. & KASUYA, M. C. M. (2021). Associação micorrízica e fertilidade agrícola. p18-57. In: MARTINEZ, H. E. P.; MAROTTA, J. J. L. & MANGAS, I. B. (2021). *Relações solo-planta: Bases para a nutrição e produção vegetal*. Editora UFV.
- BARETTA, D.; SANTOS, J. C. P.; BERTOL, I.; ALVES, M. V.; MANFOI, A. F.; BARETTA, C. R. D. M. (2006). Efeito do cultivo do solo sobre a diversidade da fauna edáfica no planalto sul catarinense. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, 5(2), 108-117.
- BASSO, F. C.; ANDREOTT, I. M.; CARVALHO, M. P.; LODO, B. N. (2011). Relações entre produtividade de sorgo forrageiro e atributos físicos e teor de matéria orgânica de um Latossolo do Cerrado. *Pesquisa agropecuária Tropical*. 41:1:135-144.
- BATISTA, M. A.; INOUE, T. T.; ESPER NETO, M.; MUNIZ, A. S. (2018). Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. BRANDÃO-FILHO, JUT; FREITAS, PSL; BERIAN, LOS; GOTO, R. *Hortaliças-fruto*. Maringá: EDUEM, 113-161.

- BAYER, C.; GOMES, J.; ZANATTA, J. A.; VIEIRA, F. C. B.; DIECKOW, J. (2016). Mitigating greenhouse gas emissions from a subtropical Ultisol by using long-term no-tillage in combination with legume cover crops. *Soil and Tillage Research*, v. 161, p. 86-94.
- BENGOUGH, A. G.; MCKENZIE, B. M.; HALLETT, P. D.; VALENTINE, T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of experimental botany*, 62(1), 59-68.
- BERNARDI, A. C. C.; CARVALHO, M. C. S.; FREITAS, P. L.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. P.; LEANDRO, W. M.; SILVA, T. M. (2004). No sistema plantio direto é possível antecipar a adubação do algodoeiro. Comunicado Técnico 24, Embrapa solos, Rio de Janeiro.
- BERTIN, E. G.; ANDRIOLI, I. & CENTURION, J. F. (2005). Plantas de cobertura em pré-safra ao milho em plantio direto. *Acta Scientiarum Agronomy*, v. 27, n. 3, p. 379-386.
- BERTOLINI, E. V.; GAMERO, C. A. & BENEZ, S. H. (2006). Desempenho da cultura do milho em diferentes manejos do solo sobre cobertura vegetal de nabiça (*Raphanus raphanistrum* L). *Energia na Agricultura, Botucatu*, v. 21, n. 1, p. 34-49.
- BERTOLINO, K. M.; DUARTE, G. R. B.; VALADARES, G. M. P.; BOTREL, É. P.; MARTINS, F. A. D. (2021). Produção de biomassa e cobertura do solo pelo consórcio de crotalária e milheto e sua influência em propriedades físicas dos solos. *ForScience*, 9(2).
- BERUDE, M.; GALOTE, J. K.; PINTO, P. H.; AMARAL, A. (2015). A mesofauna do solo e sua importância como bioindicadora. *Enciclopédia Biosfera*, 11(22).
- BETIOL, O. (2021). Preparos conservacionistas do solo para amendoim em reforma de canavial no sistema MEIOSI. Dissertação (Mestrado em Agronomia (Ciência do Solo)) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Jaboticabal, p. 37.
- BESSEN, M. R.; RIBEIRO, R. H.; MONTEIRO, A. N. T. R.; IWASAKI, G. S.; PIVA, J. T. (2018). Práticas conservacionistas do solo e emissão de gases do efeito estufa no Brasil. *Scientia Agropecuaria*, 9(3), 429-439.
- BLANCO-CANQUI, H. & RUIS, S. J. (2018). No-tillage and soil physical environment. *Geoderma*, 326, 164-200.

- BLANCO, N. H. M.; DURANTE, L. G. Y.; SALES, F. M. S.; GRAICHEN, F. A. S. (2019). Qualidade sanitária de sementes de adubos verdes. *Revista de Ciências Agroambientais*, v. 17, n. 1.
- BOGUNOVIC, I.; PEREIRA, P.; KISIC, I.; SAJKO, K.; SRAKA, M. (2018). Tillage management impacts on soil compaction, erosion and crop yield in Stagnosols (Croatia). *Catena*, 160, 376-384.
- BOISVERT, K. (2020). *The Impact of Urbanization on Environmental Systems and Applications to Urban Sustainability: A Case Study of the Atlanta Metro Region, Georgia*. Emory University.
- BOLLIGER, A.; MAGID, J.; AMADO, T. J. C.; SKORA NETO, F.; RIBEIRO, M. F. S.; CALEGARI, A.; RALISCH, R.; NEERGAARD, A. (2006). Taking stock of the Brazilian “zero-till revolution”: A review of landmark research and farmers’ practice. *Advances in Agronomy*, v. 91, p. 47-110.
- BORGES, P. H. C.; CARNEIRO, M. A. C. & PAULINO, H. B. (2020). A contribuição da biologia do solo para os processos de agregação e armazenamento da água. 59-72. In: *Manejo e conservação da água e do solo*. BONETTI, J. A. & FINK, J. R. (2020). Editora UFLA.
- BORGES, W. L. B.; FREITAS, R. S.; MATEUS, G. P.; SÁ, M. E.; ALVES, M. C. (2014). Supressão de plantas daninhas utilizando plantas de cobertura do solo. *Planta Daninha*, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, p. 755-763.
- BRADY, N. C. (1979). *Natureza e propriedades dos solos*. 5. ed. São Paulo: F. Bastos. 647 p.
- BRANDÃO, V. S.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. (2012). *Infiltração da água no solo*. Editora UFV, Viçosa - MG, 3 ed, 120 p.
- BRASIL – REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL. (2016). Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima. Disponível em: <[https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRASIL\\_iNDC\\_p\\_ortugues.pdf](https://antigo.mma.gov.br/images/arquivos/clima/convencao/indc/BRASIL_iNDC_p_ortugues.pdf)>. Acesso em: 30 set. 2022.
- BRONICK, C. J. & LAL, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1-2), 3-22.
- BUTTERBACH-BAHL, K.; BAGGS, E. M.; DANNENMANN, M.; KIESE, R.; ZECHMEISTERBOLTENSTERN, S. (2013). Nitrous oxide emissions, from soils: how

- well do we understand the processes and their controls? *Philosophical Transactions of the Royal Society Biological Sciences*, 368, 122.
- CALEGARI, A. (2003). Crop rotation and cover crop on no-tillage. *In: World Congress on Conservation Agriculture*, 2., 2003, Foz do Iguaçu. Anais. Ponta Grossa: FEBRAPDP, 2003, p. 230-239.
- CALONEGO, J. C.; GIL, F. C.; ROCCO, V. F.; SANTOS, E. A. (2012). Persistência e liberação de nutrientes da palha de milho, braquiária e labe-labe. *Bioscience Journal*, v. 28, n. 5, p. 770-781.
- CAMPANHA, M. M.; OLIVEIRA, A. D. de; MARRIEL, I. E.; GONTIJO NETO, M. M.; MALAQUIAS, J. V.; LANDAU, E. C.; ALBUQUERQUE FILHO, M. R. de; RIBEIRO, F. P.; CARVALHO, A. M. (2019). Effect of soil tillage and N fertilization on N<sub>2</sub>O mitigation in maize in the Brazilian Cerrado. *Science of the Total Environment*, v. 6952, p. 1165-1174.
- CAMPOS, L. P.; LEITE, L. F. C.; MACIEL, G. A.; IWATA, B. F.; NÓBREGA, J. C. A. (2011). Atributos químicos de um Latossolo Amarelo sob diferentes sistemas de manejo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v.46, p.1681-1689.
- CAMPOS, S. A.; SOUZA, C. M.; GALVÃO, J. C. C.; NEVES, J. C. L. (2018). Atributos químicos e físicos de um Argissolo Vermelho-Amarelo sob plantio direto. *Agrarian*, v. 11, n. 41, p. 230-240.
- CANUTO LIMA, J. W.; ARAÚJO, R. D. S.; PALÁCIO, H. D. Q.; DE ARAÚJO NETO, J. R. (2017). Custo da erosão hídrica para diferentes usos do solo no semiárido brasileiro. Disponível em < <https://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=BR2021B00085>>. Acesso em 20 de outubro de 2022.
- CARDOSO, E.; VASCONCELLOS, R. F. L.; BINI, D.; MIYAUCHI, M. Y. H.; SANTOS, C. A.; ALVES, P. R. L.; PAULA, A. M.; NAKATANI, A. S.; PEREIRA, J. M.; NOGUEIRA, M. A. (2013). Soil health: looking for suitable indicators. What should be considered to assess the effects of use and management on soil health? *Sci. Agric.* 70(4):274-89.
- CARDOSO, F. P. (2003). Plantio direto: ano 2000. *R. Agric*, v. 78, n. 1, p. 165-168.
- CARKOVIC, A. B.; PASTÉN, P. A. & BONILLA, C. A. (2015). Sediment composition for the assessment of water erosion and nonpoint source pollution in natural and fire-affected landscapes. *Science of The Total Environment*, 512, 26-35.

- CARLOS, F. S.; SCHAFFER, N.; MARCOLIN, E.; FERNANDES, R. S.; MARIOT, R.; MAZZURANA, M.; ROESCH, L. F. W.; LEVANDOSKI, B.; OLIVEIRA CAMARGO, F. A. (2021). Um sistema de plantio direto de longo prazo pode aumentar a atividade enzimática e manter a riqueza bacteriana nos arrozais. *Degradação e Desenvolvimento da Terra*, v. 32, n. 6, pág. 2257-2268.
- CASA, R. T. & FIORENTIN, O. A. (2017). Plantio direto: aumenta ou reduz doenças? In: MEDEIROS, F. H. V.; [et al.] (Eds.). *Novos sistemas de produção*. 1ª ed., Lavras: Universidade Federal de Lavra – UFLA, 2017. cap. 1, p. 11-20.
- CASSOL, E. A.; DENARDIN, J. E. & KOCHHANN, R. A. (2007). Sistema plantio direto: Evolução e implicações sobre a conservação do solo e da água. In: Ceretta, C. A.; Silva, L. S.; Reichert, J. M. (ed.). *Tópicos em ciência do solo*. Viçosa: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v.5, p.333-370.
- CAVALCANTE, E. G. S.; ALVES, M. C.; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, G. T. (2007). Variabilidade espacial de atributos químicos do solo sob diferentes usos e manejos. *R. Bras. Ci. Solo*, 31:1329-1339.
- CAVALCANTI, C. (2012). Sustentabilidade: mantra ou escolha moral? Uma abordagem ecológico-econômica. *Estudos avançados*, 26, 35-50.
- CENTENO, L. N.; GUEVARA, M. D. F.; CECCONELLO, S. T.; DE SOUSA, R. O.; TIMM, L. C. (2017). Textura do solo: Conceitos e aplicações em solos arenosos. *Revista Brasileira de Engenharia e Sustentabilidade*, 4(1), 31-37.
- CERETTA, C. A. & AITA, C. (2008). *Biologia do solo*. 1. ed. Santa Maria, RS: UFSM, NTE, UAB.
- CERRI, C. C.; BERNOUX, M.; MAIA, S. M. F.; CERRI, C. E. P.; COSTA JUNIOR, C.; FEIGL, B. J.; FRAZÃO, L. A.; MELLO, F. F. C.; GALDOS, M. V.; MOREIRA, C. S.; CARVALHO, J. L. N. (2010). Greenhouse gas mitigation options in Brazil for land-use change, livestock and agriculture. *Scientia Agricola*, v. 67, n. 1, p. 102-116.
- CHAPLIN III, F. S.; MATSON, P. A. & VITOUSEK, P. M. (2013). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*, 2nd ed, Springer.
- CHAUHAN, B. S.; SINGH, R. G. & MAHAJAN, G. (2012). Ecology and management of weeds under conservation agriculture: a review. *Crop Protection*, v. 38, p. 57-65.
- CHEN, J., LUO, Y.; VAN GROENIGEN, K. J.; HUNGATE, B. A.; CAO, J.; ZHOU, X.; WANG, R. W. (2018). A keystone microbial enzyme for nitrogen control of soil carbon storage. *Science Advances*, 4(8).

- CHEN, H.; DAI, Z.; VEACH, A. M.; ZHENG, J.; XU, J.; SCHADT, C. W. (2020). Global meta-analyses show that conservation tillage practices promote soil fungal and bacterial biomass. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 293, 106841.
- CHERMAN, M. A.; SANTOS, V.; COUTINHO, G. F.; ÁVILA, C. J. (2020). Coró-do-milho. In: SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; SILVA, M. T. B. (Ed.). *Pragas de solo no Brasil*. 2.ed. Passo Fundo: Aldeia Norte, 2020. Cap. 10, p. 251-267.
- CHOI, Y.; WON, C.; SHIN, M.; PARK, W.; LEE, S.; SHIN, Y.; SHIN, J. (2016). Effect of No-Till Practice on Runoff and Nonpoint Source Pollution from an Intensively Farmed Field in Korea. *Irrigation and Drainage*, 65, 175-181.
- CHRISTOFFOLETI, P. J. & LÓPEZ OVEJERO, R. F. (2008). Resistência das plantas daninhas a herbicidas: definições, bases e situação no Brasil e no mundo. *Aspectos de resistência de plantas daninhas a herbicidas*, 3, 9-34.
- CIVARDI, E. A.; GÖRGEN, C. A.; RAGAGNIN, V. A.; SILVEIRA NETO, A. N.; CARNEIRO, L. C.; LOBO JUNIOR, M. (2019). Management of Congo grass cover crop affects timing of *Sclerotinia sclerotiorum* carpogenic germination and decay of soybean stem rot. *Tropical Plant Pathology*, v. 44, p. 1-10.
- CIVIDANES, F. J. & YAMAMOTO, F. T. (2002). Pragas e inimigos naturais na soja e no milho cultivados em sistemas diversificados. *Scientia Agricola*, 59, 683-687.
- CLAY, P. M., & FEENEY, R. (2019). Analyzing agribusiness value chains: A literature review. *International Food and Agribusiness Management Review*, 22(1), 31-46.
- CONAMA. (1986). Resolução Nº 1, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. Disponível em <<http://www.ima.al.gov.br/wizard/docs/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CONAMA%20N%C2%BA001.1986.pdf>>. Acesso em 21 de outubro de 2022.
- CORBEELS, M.; MARCHÃO, R. L.; NETO, M. S.; FERREIRA, E. G.; MADARI, B. E.; SCOPEL, E.; BRITO, O. R. (2016). Evidence of limited carbon sequestration in soils under no-tillage systems in the Cerrado of Brazil. *Scientific Reports*, v. 6.
- CORRÊA, J. C. (1982). Limites de consistência de solos da Amazônia Central e sua importância agrícola. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 17, n. 6, p. 917-921.
- CORREIA, M. E. F. & OLIVEIRA, L. C. M. (2000). Fauna de Solo: aspectos gerais e metodológicos. Documentos, 112. Seropédica: Embrapa Agrobiologia. 46 p.

- CORTEZ, J. W.; FURLANI, C. E.; SILVA, R. P. D.; LOPES, A. (2006). Distribuição longitudinal de sementes de soja e características físicas do solo no plantio direto. *Engenharia Agrícola*, 26, 502-510.
- COSTA, E. A.; GOEDERT, W. J. & SOUSA, D. M. G. D. (2006). Qualidade de solo submetido a sistemas de cultivo com preparo convencional e plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 41(7), 1185-1191.
- COSTA, E.; SILVA, H. & RIBEIRO, P. R. (2013). Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas. *Enciclopédia biosfera*, 9(17).
- COSTA, F. D. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C. (2003). Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(3), 527-535.
- COSTA, F. D. S.; BAYER, C.; ALBUQUERQUE, J. A.; FONTOURA, S. M. V. (2004). Aumento de matéria orgânica num Latossolo Bruno em plantio direto. *Ciência Rural*, 34, 587-589.
- COSTA JUNIOR, C.; CORBEELS, M.; BERNOUX, M.; PÍCCOLO, M. C.; SIQUEIRA NETO, M.; FEIGL, B. J.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C.; SCOPEL, E.; LAL, R. (2013). Assessing soil carbon storage rates under no-tillage: Comparing the synchronic and diachronic approaches. *Soil and Tillage Research*, v. 134, p. 207-212.
- COSTA, M. J. N.; PASQUALLI, R. M. & PREVEDELLO, R. (2014). Efeito do teor de matéria orgânica do solo, cultura de cobertura e sistema de plantio no controle de *Pratylenchus brachyurus* em soja. *Summa Phytopathologica*, v. 40, n. 1, p. 63-70.
- COSTA, N. V.; RODRIGUES-COSTA, A. C. P.; COELHO, É. M. P.; FERREIRA, S. D.; DE ARAUJO BARBOSA, J. (2018). Métodos de controle de plantas daninhas em sistemas orgânicos: breve revisão. *Revista Brasileira de Herbicidas*, 17(1), 25-44.
- COUTINHO, L. M.; CECÍLIO, R. A. & GARCIA, G. O. (2018). CENÁRIOS DE EROÇÃO NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DA PRATA, CASTELO-ES. *Cadernos Camilliani e-ISSN: 2594-9640*, 15(1), 134-154.
- CRUSCIOL, C. A.; SORATTO, R. P.; BORGHI, E.; MATEUS, G. P. (2010). Benefits of integrating crops and tropical pastures as systems of production. *Better Crops*, v. 94, n. 2, p. 14-16.
- DAHLEM, A. R. (2013). Plantas de cobertura de inverno em sistemas de produção de milho sob plantio direto no sudoeste do Paraná.

- DALCHIAVON, F. C.; CARVALHO, M. P.; MONTANARI, R.; ANDREOTTI, M.; BEM, E. A. D. (2014). Inter-relações da produtividade de cana soca com a resistência à penetração, umidade e matéria orgânica do solo. *Revista Ceres*. 61:2:255-264.
- D'AMICO-DAMIÃO, V.; BARROSO, A. A. M.; ALVES, P. L. D. C. A.; LEMOS, L. B. (2021). Consorciação de milho e culturas de sucessão altera a comunidade de plantas daninhas em feijão comum sob plantio direto. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, 50.
- DANIEL, D. F.; DALLACORT, R.; BARBIERI, J. D.; TIEPPO, R. C.; CARVALHO, M. A. C.; FENNER, W.; YAMASHITA, O. M. (2020). Evapotranspiração e produtividade de milho safrinha consorciado com crotalária. *Research, Society and Development*, 9(8).
- DANONE. (2023). Danone: one planet, one health. Disponível em: <<https://corporate.danone.com.br/>>. Acesso em: 30/01/2023.
- DAVIDSON, E. A. & JANSSENS, I. A. (2006). Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change. *Nature*, 440(7081), 165-173.
- DAVIS, J. H. & GOLDBERG, R. A. (1957). *A Concept of Agribusiness*. Boston: Division of Research, Graduate School of Business Administration, Harvard University.
- DECHEN, S. C. F.; TELLES, T. S.; GUIMARÃES, M. D. F.; MARIA, I. C. D. (2015). Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia*, 74, 224-233.
- DELHAIZE, E.; GRUBER, B. D. & RYAN, P. R. (2007). Os papéis das permeases de ânions orgânicos na tolerância ao alumínio e nutrição mineral. *Fevereiro Lett.*, 581, pp. 2255-2262.
- DENARDIN, L. G. D. O.; CARMONA, F. D. C.; VELOSO, M. G.; MARTINS, A. P.; FREITAS, T. F. S.; CARLOS, F. S.; ... ANGHINONI, I. (2019). No-tillage increases irrigated rice yield through soil quality improvement along time. *Soil and Tillage Research*, 186, 64-69.
- DINIZ, A. P. M. J.; ARAGÃO, M. C.; EL-HUSNY, J. C.; PEREIRA, G. M.; HUNGRIA, L. C., SILVA, B. S. N. (2021). Atributos químicos do solo sob sistema de plantio direto como indicador de sustentabilidade ambiental. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v.7, n.1, p. 3130-3152.
- DONEDA, A.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J.; MIOLA, E. C. C.; GIACOMINI, D. A.; SCHIRMANN, J.; GONZATTO, R. (2012). Fitomassa e decomposição de resíduos de plantas de cobertura puras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36, 1714-1723.

- DORAN, J. W. & PARKIN, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J.W.; COLEMAN, D.C.; BEZDICEK, D.F.; STEWART, B.A. (Eds.). Defining soil quality for a sustainable environment. Madison, Wisconsin: Soil Science Society American, 1994. p. 3-21.
- DRESCHER, M. S.; REINERT, D. J.; DENARDIN, J. E.; GUBIANI, P. I.; FAGANELLO, A.; SILVA, B. R. D.; ZARDIN, M. C. (2017). Fertilizer shanks to promote soil decompaction in the seeding operation. *Ciência Rural*, 47.
- ECHART, C. L. & CAVALLI-MOLINA, S. (2001). Fitotoxicidade do alumínio: efeitos, mecanismo de tolerância e seu controle genético. *Revista Ciência Rural*, Santa Maria, v. 31, n. 3, p. 531-541.
- FAGERIA, N. K. (1998). Otimização da eficiência nutricional na produção das culturas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v. 2, n. 2, p. 6-16.
- FALLEIRO, R. M.; SOUZA, C. M.; SILVA, C. S. W.; SEDIYAMA, C. S.; SILVA, A. A.; FAGUNDES, J. L. (2003). Influência dos sistemas de preparo nas propriedades químicas e físicas do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 27(6), 1097-1104.
- FANCELLI, A. L. (2009). Pesquisas certificam espécies para rotação de culturas. *Visão agrícola*, n. 9, p. 17-20.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. (2013). *FAO Statistical Yearbook - World Food and Agriculture*.
- FAO – FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. (2017). *Unlocking the potential of soil organic carbon*. Rome. 26 p. Disponível em: <https://www.fao.org/3/i7268en/I7268EN.pdf>. Acesso em: 28 out. 2022.
- FARIA, A. (2021). Diversidade da fauna edáfica em sistemas integrados com milho e braquiária.
- FAVARATO, L. F.; SOUZA, J. L.; GALVÃO, J. C. C.; SOUZA, C. M.; GUARÇONI, R. C. (2015). Atributos químicos do solo com diferentes plantas de cobertura em sistema de plantio direto orgânico. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável*, v.5, p.19-28.
- FEBRAPDP - FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. (2021). Disponível em: <[www.febrapdp.org.br](http://www.febrapdp.org.br)>. Acesso em: 20 de setembro de 2021.
- FEBRAPDP - FEDERAÇÃO BRASILEIRA DE PLANTIO DIRETO NA PALHA. (2022). Disponível em: <[www.febrapdp.org.br](http://www.febrapdp.org.br)>. Acesso em: 15 de setembro de 2021.

- FEITOSA JÚNIOR, F. R.; REIS, D. A.; PORTELLA, R. B.; SANTOS, J. R. S.; PERINA, F. J.; BOGIANI, J. C. (2019). Sistemas de manejo e parâmetros da matéria orgânica de um solo do cerrado baiano, Brasil. Embrapa Territorial-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- FERNANDES, C. H. S.; TEJO, D. P. & ARRUDA, K. M. A. (2019). Desenvolvimento do Sistema Plantio Direto no Brasil: Histórico, Implantação e Culturas Utilizadas. *UNICIÊNCIAS*, v. 23, n. 2, p.83-88.
- FERNANDES, H. C.; SILVEIRA, J. C. M. & RINALDI, P. C. N. (2008). Avaliação do custo energético de diferentes operações agrícolas mecanizadas. *Ciência e Agrotecnologia*, 32, 1582.
- FERNANDES, P. M.; OLIVEIRA, L. J.; ANDRADE, R. S.; RIZENTAL, M. (2020). Percevejos-castanhos. In: SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; SILVA, M. T. B. (Ed.). *Pragas de solo no Brasil*. 2.ed. Passo Fundo: Aldeia Norte, 2020. Cap. 23, p. 257-570.
- FERREIRA, A. D. O.; SÁ, J. C. D. M.; HARMS, M. G.; MIARA, S.; BRIEDIS, C.; QUADROS NETTO, C.; CANALLI, L. B. (2012). Carbon balance and crop residue management in dynamic equilibrium under a no-till system in Campos Gerais. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36, 1583-1590.
- FERREIRA, C. J. B.; TORMENA, C. A.; SEVERIANO, E. D. C.; ZOTARELLI, L.; BETIOLI JÚNIOR, E. (2021). Soil compaction influences soil physical quality and soybean yield under long-term no-tillage. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 67(3), 383-396.
- FIDELIS, R. R.; ROCHA, R. N. C.; LEITE, U. T.; TANCREDI, F. D. (2003). Alguns aspectos do plantio direto para a cultura da soja. *Bioscience Journal*, Uberlândia, v. 19, n. 1, p. 23-31.
- FINNEY, D. M. & KAYE, J. P. (2017). Functional diversity in cover crop polycultures increases multifunctionality of an agricultural system. *Journal of Applied Ecology*, 54(2), 509-517.
- FIRTH, A. G.; BROOKS, J. P.; LOCKE, M. A.; MORIN, D. J.; BROWN, A.; BAKER, B. H. (2022). Dynamics of Soil Organic Carbon and CO<sub>2</sub> Flux under Cover Crop and No-Till Management in Soybean Cropping Systems of the Mid-South (USA). *Environments*, 9(9), 109.
- FLOWER, K. C.; HÜBERLI, D.; COLLINS, S. J.; THOMAS, G.; WARD, P. R.; CORDINGLEY, N. (2019). Progression of plant-parasitic nematodes and foliar and root

- diseases under no-tillage with different crop rotations. *Soil and Tillage Research*, v. 191, p. 18-28.
- FORNAROLLI, D. A.; RODRIGUES, B. N.; LIMA, J. D.; VALÉRIO, M. A. (1998). Influência da cobertura morta no comportamento do herbicida atrazine. *Planta Daninha*, 16, 97-107.
- FORCELINI, C. A. (2009). Plantio direto muda estratégias de controle de doenças. *Visão agrícola*, n. 9, p. 104-108.
- FORMENTINI, E. A.; LÓSS, F. R.; BAYERL, M. P.; LOVATI, R. D.; BAPTISTI, E. (2008). Cartilha sobre adubação verde e compostagem. INCAPER.
- FUENTES-LLANILLO, R.; TELLES, T. S.; JUNIOR, D. S.; DE MELO, T. R.; FRIEDRICH, T.; KASSAM, A. (2021). Expansion of no-tillage practice in conservation agriculture in Brazil. *Soil and Tillage Research*, v. 208, p. 104877.
- GALLOWAY, J. N.; ABER, J. D.; ERISMAN, J. W.; SEITZINGER, S. P.; HOWARTH, R. W.; COWLING, E. B.; COSBY, B. J. (2003). The nitrogen cascade. *BioScience*, 53, 341.
- GARCÍA-MARCO, S.; ABALOS, D.; ESPEJO, R.; VALLEJO, A.; MARISCAL-SANCHO, I. (2016). No tillage and liming reduce greenhouse gas emissions from poorly drained agricultural soils in Mediterranean regions. *Science of the Total Environment*, v. 566-567, p. 512-520.
- GEREFFI, G. & KAPLINSKY, R. (2001). Introduction: Globalisation, value chains and development. *IDS bulletin*, 32(3), 1-8.
- GIACOMINI, S. J.; AITA, C.; VENDRUSCOLO, E. R. O.; CUBILLA, M.; NICOLOSO, R. S.; FRIES, M. R. (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.
- GIRARDELLO, V. C.; AMADO, T. J. C.; SANTI, A. L.; CHERUBIN, M. R.; KUNZ, J.; TEIXEIRA, T. D. G. (2014). Resistência à penetração, eficiência de escarificadores mecânicos e produtividade da soja em Latossolo argiloso manejado sob plantio direto de longa duração. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38, 1234-1244.
- GOMES, F. G. J. & CHRISTOFFOLETI, P. J. (2008). Biologia e manejo de plantas daninhas em áreas de plantio direto. *Planta daninha*, 26, 789-798.

- GONÇALVES, M. L. (2022). Como a Dow está lidando com as mudanças climáticas? Disponível em: <<https://blog.waycarbon.com/2022/12/como-a-dow-esta-lidando-com-as-mudancas-climaticas/>>. Acesso em: 30/01/2023.
- GONÇALVES, P. A. D. S. & VIEIRA NETO, J. (2011). Influência da incidência de tripses, *Thrips tabaci* Lind. (Thysanoptera: Thripidae) na produtividade de cebola em sistemas convencional e orgânico. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 6(2), 152-158.
- GONÇALVES, P. A. S. (2016). Manejo de pragas. In: MENEZES JÚNIOR, F. O. G.; MARCUZZO, L. L. (orgs.). Manual de boas práticas agrícolas: Guia para a sustentabilidade das lavouras de cebola do estado de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri, 2016. 143p. Cap. 8, p. 81-90.
- GONÇALVES, P. A. S. (2021). Manejo de solos e a nutrição de plantas e sua relação com a ocorrência de pragas. *Scientific Electronic Archives*, 14(6).
- GONÇALVES, V. A.; MELO, C. A. D.; ASSIS, I. R. D.; FERREIRA, L. R.; SARAIVA, D. T. (2019). Microbial biomass and activity of soil under different cropping systems and crop successions. *Revista de Ciências Agrárias Amazonian Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 62.
- GÖRGEN, C. A.; CIVARDI, E. A.; RAGAGNIN, V. A.; SILVEIRA NETO, A. N. CORDEIRO, L. C.; LOBO JUNIOR, M. (2010). Redução do inóculo inicial de *Sclerotinia sclerotiorum* em soja cultivada após uso do sistema Santa Fé. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 45, p. 1102-1108.
- GÖRGEN, C. A.; SILVEIRA NETO, A. N.; CARNEIRO, L. C.; RAGAGNIN, V.; LOBO JUNIOR, M. (2009). Controle do mofo-branco com palhada e *Trichoderma harzianum* 1306 em soja. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 44, n. 12, p. 1583-1590.
- GOVAERTS, B.; MEZZALAMA, M.; SAYRE, K. D.; CROSSA, J.; NICOL, J. M.; DECKERS, J. (2006). Long-term consequences of tillage, residue management, and crop rotation on maize/wheat root rot and nematode populations in subtropical highlands. *Applied Soil Ecology*, v. 32, p. 305-315.
- GOULART, A. C. P. (2009). O Sistema Plantio Direto e as doenças de plantas. Artigo em Hipertexto. Disponível em: <[http://www.infobibos.com/Artigos/2009\\_1/SPDdoencas/index.htm](http://www.infobibos.com/Artigos/2009_1/SPDdoencas/index.htm)>. Acesso em: 17 de abril de 2021.
- GRANDE, M. L. M. (2014). Caracterização dos produtores de soja e milho no município de Londrina - PR. 2014, 57 f.

- GUADAGNIN, J. C.; BERTOL, I.; CASSOL, P. C.; AMARAL, A. J. D. (2005). Perdas de solo, água e nitrogênio por erosão hídrica em diferentes sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 29, 277-286.
- GUARÇONI, A.; FAVARATO, L. F.; STIPP, S. R.; CASARIN, V. (2019). Manejo da fertilidade do solo para uma produção agropecuária mais sustentável. *Incaper em Revista*, 10, 22-42.
- GUNDERSEN, P. & BASHKIN, V. (1994). Nitrogen Cycling. In: *Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research*. 1994. Edited by Moldan, B and Cerny, J., Wiley and Sons Ltd. Schilesinger, W. H.; Bernhardt, E. S.; *Biogeochemistry – an analysis of global change*, 3rd, Elsevier, 2013.
- GUO, L.; ZHENG, S.; CAO, C.; LI, C. (2016). Tillage practices and straw-returning methods affect topsoil bacterial community and organic C under a rice-wheat cropping system in central China. *Scientific Reports*, 6(1), 1-10.
- HALL, R. & NASSER, L. C. B. (1996). Practice and precept in cultural management of bean diseases. *Canadian Journal of Plant Pathology*, v.18, p.176-185.
- HANKE, D.; MACHADO, M. S.; NASCIMENTO, S. D. S.; ÁVILA, M. R.; PILLON, C. N. (2022). Produção de soja sob plantio direto e convencional: análise de atributos químicos e físicos do solo.
- HEAP, I. (2022). The International Survey of Herbicide Resistant Weeds. Disponível em: <[www.weedscience.com](http://www.weedscience.com)>. Acesso em: 21 de novembro de 2022.
- HERNANI, L. C.; KURIHARA, C. H. & SILVA, W. D. (1999). Sistemas de manejo de solo e perdas de nutrientes e matéria orgânica por erosão. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 23, 145-154.
- HILLEL, D. (1980). *Fundamentals of soil physics*. New York: Academic. 413 p.
- HOFFMANN, R. B.; MOREIRA, É. E. A.; SILVA HOFFMANN, G. S.; ARAÚJO, N. S. F. (2018). Efeito do manejo do solo no carbono da biomassa microbiana. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, 1(1), 168-178.
- HOLLAND, J. M. (2004). The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, ecosystems & environment*, 103(1), 1-25.
- HUBBARD, R. K.; STRICKLAND, T. C. & PHATAK, S. (2013). Effects of cover crop systems on soil physical properties and carbon/nitrogen relationships in the coastal plain of southeastern USA. *Soil and Tillage Research*, v.126, p.276-283.

- IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. (2014). Climate Change 2014: Mitigation. Contribution of Working Group III. Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, New York.
- IKEDA, F. S. (2014). Resistência de plantas daninhas em soja resistente ao glifosato. Embrapa Agrossilvipastoril-Artigo em periódico indexado (ALICE).
- INOMOTO, M. M. (2008). Importância e manejo de *Pratylenchus brachyurus*. Revista Plantio Direto, 108(18), 4-9.
- INOMOTO, M. M. & ASMUS, G. L. (2009). Culturas de cobertura e de rotação devem ser plantas não hospedeiras de nematoides. Visão Agrícola, 9, 112-116.
- INSAM, H. & DOMSCH, K. H. (1988). Relationship between soil organic carbon and microbial biomass on chronosequences of reclamation sites. Microbial ecology, 15(2), 177-188.
- ISLAM, K. R. & WEIL, R. R. (2000). Land use effects on soil quality in a tropical forest ecosystem of Bangladesh. Agriculture, Ecosystems & Environment, 79(1), 9-16.
- JAKAB, G.; MADARÁSZ, B.; SZABÓ, J. A.; TÓTH, A.; ZACHÁRY, D.; SZALAI, Z.; DYSON, J. (2017). Infiltration and soil loss changes during the growing season under ploughing and conservation tillage. *Sustainability*, 9(10), 1726.
- JAKELAITIS, A.; FERREIRA, L. R.; SILVA, A. A.; AGNES, E. L.; MIRANDA, G. V.; MACHADO, A. F. L. (2003). Dinâmica populacional de plantas daninhas sob diferentes sistemas de manejo nas culturas de milho e feijão. Planta daninha, 21, 71-79.
- JALLI, M.; HUUSELA, E.; JALLI, H.; KAUPPI, K.; NIEMI, M.; HIMANEN, S.; JAUHAINEN, L. (2021). Efeitos da rotação de culturas na produção de trigo de primavera e ocorrência de pragas em diferentes sistemas de cultivo: um experimento de vários anos em condições de cultivo finlandesas. Fronteiras em Sistemas Alimentares Sustentáveis, 5.
- JANTALIA, C. P.; DOS SANTOS, H. P.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M.; ALVES, B. J. R. (2008). Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. Nutrient Cycling in Agroecosystems. v. 82, p. 161-163.
- JANZEN, H. H. (2004). Carbon cycling in earth systems—a soil science perspective. Agriculture, ecosystems & environment, 104(3), 399-417.
- JAVAID, M. M.; BHAN, M.; JOHNSON, J. V.; RATHINASABAPATHI, B.; CHASE, C. A. (2015). Biological and chemical characterizations of allelopathic potential of diverse

- accessions of the cover crop sunn hemp. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, v. 140, n. 6, p. 532-541.
- JEFFRY, L.; ONG, M. Y.; NOMANBHAY, S.; MOFIJUR, M.; MUBASHIR, M.; SHOW, P. L. (2021). Greenhouse gases utilization: A review. *Fuel*, v. 301.
- JESUS, M. C.; SANTOS BRITO, A.; OLIVEIRA SILVA, M.; TEIXEIRA, S. S.; CARVALHO, W. D. (2017). Permeabilidade ao ar e porosidade de solos na região semiárida. *Revista Engenharia na Agricultura-REVENG*, 25(3), 230-239.
- JOHNSON, M. D.; WYSE, D. L. & LUESCHEN, W. E. (1989). The influence of herbicide formulation on weed control in four tillage systems. *Weed Science*, 37(2), 239-249.
- KAPLISKY, R. & M. MORRIS. (2002). *A handbook for value chain research*. Institute of Development Studies, Brighton, UK.
- KARAM, D.; SILVA, A. F.; GAZZIERO, D. L. P.; ADEGAS, F. S.; VARGAS, L. (2018). Situação atual da resistência de plantas daninhas a herbicidas nos sistemas agrícolas. *Embrapa milho e Sorgo-Capítulo em livro científico (ALICE)*.
- KARLEN, D. L.; MAUSBACH, M. J.; DORAN, J. W.; CLINE, R. G.; HARRIS, R. F.; SCHUMAN, G. E. (1997). Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation. *Soil Science Society America Journal*, v.61, n.1, p.4-10.
- KASCHUK, G., ALBERTON, O. & HUNGRIA, M. (2010). Three decades of soil microbial biomass studies in Brazilian ecosystems: lessons learned about soil quality and indications for improving sustainability. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(1), 1-13.
- KASSAM, A.; FRIEDRICH, T.; DERPSCHE, R.; KIENZLE, J. (2015). Visão geral da disseminação mundial da agricultura de conservação. *Relatórios Científicos de Ações de Campo*, 8.
- KOTLER, P. & ARMSTRONG, G. (2015). *Princípios de marketing*. 15. ed. – São Paulo: Pearson Education do Brasil.
- KUO, H. J. (2018). Identifying sustainability-The measurement and typology of sustainable agriculture in the United States. *EurAmerica*, 48(2), 195.
- LAL, R. (2009). Challenges and opportunities in soil organic matter research. *European Journal of Soil Science*, 60(2), 158-169.
- LAL, R. (2015). Soil carbon sequestration and aggregation by cover cropping. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6), 329-339.

- LARENTZAKI, E.; PLATE, J.; NAULT, B. A.; SHELTON, A. M. (2008). Impact of straw mulch on populations of onion thrips (Thysanoptera: Thripidae) in onion. *Journal of economic entomology*, 101(4), 1317-1324.
- LARSEN, E.; GROSSMAN, J.; EDGELL, J.; HOYT, G.; OSMOND, D.; HU, S. (2014). Soil biological properties, soil losses and corn yield in long-term organic and conventional farming systems. *Soil and Tillage Research*, 139, 37-45.
- LAUDICINA, V. A.; NOVARA, A.; GRISTINA, L.; BADALUCCO, L. (2014). Soil carbon dynamics as affected by long-term contrasting cropping systems and tillages under semiarid Mediterranean climate. *Applied Soil Ecology*, v. 73, p. 140-147.
- LAVELLE, P. (1997). Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. In *Advances in ecological research* (Vol. 27, pp. 93-132). Academic Press.
- LEANDRO, H. M. & ASMUS, G. L. (2015). Rotação e sucessão de culturas para o manejo do nematoide reniforme em área de produção de soja. *Ciência Rural*, 45, 945-950.
- LEITE, H. M. F.; CALONEGO, J. C.; ROSOLEM, C. A.; MENDES, L. W.; MORAES, L. N.; GROTTTO, R. M. T.; ARAUJO, A. S. F. (2021). Cover crops shape the soil bacterial community in a tropical soil under no-till. *Applied Soil Ecology*, 168, 104166.
- LI, Y.; LI, Z., CUI, S. & ZHANG, Q. (2020). Trade-off between soil pH, bulk density and other soil physical properties under global no-tillage agriculture. *Geoderma*, 361, 114099.
- LIMA, C. A. D.; MONTENEGRO, A. A. D. A.; DE LIMA, J. L.; ALMEIDA, T. A. B.; SANTOS, J. C. N. D. (2020). Uso de coberturas alternativas do solo para o controle das perdas de solo em regiões semiáridas. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25, 531-542.
- LING, N.; ZHU, C.; XUE, C.; CHEN, H.; DUAN, Y.; PENG, C.; SHEN, Q. (2016). Insight into how organic amendments can shape the soil microbiome in long-term field experiments as revealed by network analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 99, 137-149.
- LOCKE, M. A. & BRYSON, C. T. (1997). Herbicide-soil interactions in reduced tillage and plant residue management systems. *Weed Science*, 45(2), 307-320.
- LOGSDON, S. D. & KARLEN, D. L. (2004). Bulk density as a soil quality indicator during conversion to no-tillage. *Soil and Tillage Research*, 78(2), 143-149.
- LORENZI, H. (2014). Manual de identificação e controle de plantas daninhas: plantio direto e convencional. 7ª ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum.

- LORO, L. V.; CARVALHO, L. A.; NOVAK, E.; PORTILHO, I. I.; BRUMATTI, A. V. (2016). Caracterização de atributos químicos do solo em diferentes sistemas de manejo. *Cadernos de Agroecologia*, v. 11, n. 2.
- LOSS, A.; JUNIOR, E. D. S.; SCHMITZ, D.; VEIGA, M. D.; KURTZ, C.; COMIN, J. J. (2017). Atributos físicos do solo em cultivo de cebola sob sistemas de plantio direto e preparo convencional. *Revista Colombiana de Ciências Hortícolas*, 11(1), 105-113.
- LUCENA, J. J.; MASAGUER, A. & RODRIGUES, L. A. (2021). O sistema solo. p18-57. In: MARTINEZ, H. E. P.; MAROTTA, J. J. L. & MANGAS, I. B. (2021). *Relações solo-planta: Bases para a nutrição e produção vegetal*. Editora UFV.
- LUPWAYI, N. Z. & KENNEDY, A. C. (2007). Grain Legumes in Northern Great Plains: Impacts on Selected Biological Soil Processes. *Agronomy Journal*, 99, 1700.
- MACHADO, L. V.; RANGEL, O. J. P.; MENDONÇA, E. S.; MACHADO, R. V.; FERRARI, J. L. (2014). Fertilidade e compartimentos da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo. *Coffee Science*, v.9, p.289-299.
- MALIK, A. A.; CHOWDHURY, S.; SCHLAGER, V.; OLIVER, A.; PUISSANT, J.; VAZQUEZ, P. G.; GLEIXNER, G. (2016). Soil fungal: bacterial ratios are linked to altered carbon cycling. *Frontiers in Microbiology*, 7, 1247.
- MAPA – MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. (2016). objetivos, metas e diretrizes. Disponível em: <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/sustentabilidade/plano-abc/objetivos-e-diretrizes>. Acesso em: 27 set. 2022.
- MARQUES, L. & GALDINO, S. (2021). Os Mercados de Carbono Nacionais: perspectivas históricas e atuais. Disponível em: < <https://blog.waycarbon.com/2021/04/mercados-de-carbono-nacionais/>>. Acesso em: 30/01/2023.
- MARTÍNEZ, E.; FUENTES, J. P.; PINO, V.; SILVA, P.; ACEVEDO, E. (2013). Chemical and biological properties as affected by no-tillage and conventional tillage systems in an irrigated Haploxeroll of Central Chile. *Soil & Tillage Research*, v.126, p.238-245.
- MARTINS, A. P. (2013). Acidez do solo e reaplicação de calcário em sistema de integração lavoura-pecuária em plantio direto. Dissertação (Mestrado e Ciência do Solo) Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 111p.
- MARTINS, A. P., COSTA, S. E. V. G. A.; ANGHINONI, I.; KUNRATH, T. R.; BALERINI, F.; CECAGNO, D.; CARVALHO, P. C. F. (2014). Soil acidification and basic cation use efficiency in an integrated no-till crop-livestock system under different grazing intensities. *Agric. Ecosyst. Environ.* 195, 18–28.

- MARTINS, A. P.; DENARDIN, L. G. O. & GOMES, M. V. (2020). Relação da água com a fertilidade do solo. p 24-38. In: Manejo e conservação da água e do solo. BONETTI, J. A. & FINK, J. R. (2020). Editora UFLA.
- MARTINS, A. P.; OLIVEIRA DENARDIN, L. G.; TIECHER, T.; BORIN, J. B. M.; SCHAIDHAUER, W.; ANGHINONI, I.; KUMAR, S. (2020). Nine-year impact of grazing management on soil acidity and aluminum speciation and fractionation in a long-term no-till integrated crop-livestock system in the subtropics. *Geoderma*, v. 359, p. 113986.
- MARTINS, F. P. & SANTOS, E. L. (2017). Taxa de infiltração da água e a resistência do solo a penetração sob sistemas de uso e manejo. *Acta Iguazu*, 6(4), 28-40.
- MATOS, A. T. (2020). Poluição ambiental: impactos no meio físico. Editora UFV.
- MAZZILLI, S. R.; ERNST, O. R.; MELLO, V. P.; PÉREZ, C. A. (2016). Yield losses on wheat crops associated to the previous winter crop: Impact of agronomic practices based on on-farm analysis. *European Journal of Agronomy*, v. 75, p. 99-104.
- MEGIDO, J. L. T. (2016). O DNA do marketing no campo. *Sumários Revista da ESPM*, 22(4), 86-93.
- MELLO PRADO, R. (2020). Nutrição de plantas. Editora Unesp. 2 ed, 414 p.
- MENDONÇA, M. L. (2015). O papel da agricultura nas relações internacionais e a construção do conceito de agronegócio. *Contexto Internacional*, 37, 375-402.
- MENDONÇA, V. Z.; MELLO, L. M. M.; ANDREOTTI, M.; PEREIRA, F. C. B. L.; LIMA, R. C.; VALÉRIO FILHO, W. V.; YANO, E. H. (2013). Avaliação dos atributos físicos do solo em consórcio de forrageiras, milho em sucessão com soja em região de cerrados; *Revista Brasileira de Ciência Solo*, Viçosa, MG, v;37, n.1, p.251-259, jan./fev. 2013.
- MERTEN, G. H. & MIELNICZUK, J. (1991). Distribuição de sistema radicular e dos nutrientes em Latossolo Roxo sob dois sistemas de preparo de solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 15, n. 3, p. 369-374.
- MESQUITA, M. L. R.; ANDRADE, L. A. & PEREIRA, W. E. (2014). Banco de sementes do solo em áreas de cultivo de subsistência na floresta ombrófila aberta com babaçu (*Orbygnia phalerata* Mart.) no Maranhão. *Revista Árvore*, 38, 677-688.
- MEYER, M. C.; CAMPOS, H. D.; GODOY, C. V.; UTIAMADA, C. M. (2014). Ensaios cooperativos de controle químico de mofo-branco na cultura da soja. *Londrina: Embrapa*.

- MICHELON, C. J.; JUNGES, E.; CASALI, C. A.; PELLEGRINI, J. B. R.; ROSA NETO, L.; OLIVEIRA, Z. B.; OLIVEIRA, M. B. (2019). Atributos do solo e produtividade do milho cultivado em sucessão a plantas de cobertura de inverno. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, v. 18, n. 2, p. 230-239.
- MILANESI, P. M.; BLUME, E.; MUNIZ, M. F. B.; REINIGER, L. R. S.; ANTONIOLLI, Z. I.; JUNGES, E.; LUPATINI, M. (2013). Detecção de *Fusarium* spp. e *Trichoderma* spp. e antagonismo de *Trichoderma* sp. em soja sob plantio direto. *Semina: Ciências Agrárias, Londrina*, v. 34, n. 6, p. 3219-3234.
- MIRABELLA, N. & ALLACKER, K. (2018). The Assessment of Urban Environmental Impacts through the City Environmental Footprint: Methodological Framework and First Approach to the Built Environment. *Procedia CIRP*, 68, 83-88.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. (2022). Acordo de Paris. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris.html>>. Acesso em: 30 set. 2022.
- MOITINHO M. R.; FERNANDES C.; TRUBER P. V.; MARCELO A. V.; COR J. E.; BICALHO E. D. (2020). Fungos micorrízicos arbusculares e agregação do solo em sistema de plantio direto com rotação de culturas. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 183: 482-491.
- MONDAL, S. & CHAKRABORTY, D. (2022). Global meta-analysis suggests that no-tillage favourably changes soil structure and porosity. *Geoderma*, 405, 115443.
- MONTZKA, S. A.; DLUGOKENCKY, E. J. & BUTLER, J. H. (2011). Non-CO2 greenhouse gases and climate change. *Nature*, v. 476, n. 7358, p. 43-50.
- MONQUERO, P. A.; AMARAL, L. R.; INÁCIO, E. M.; BRUNHARA, J. P.; BINHA, D. P.; SILVA, P. V.; SILVA, A. C. (2009). Efeito de adubos verdes na supressão de espécies de plantas daninhas. *Planta daninha*, 27, 85-95.
- MONQUERO, P. A. & CHRISTOFFOLETI, P. J. (2003). Dinâmica do banco de sementes em áreas com aplicação frequente do herbicida glyphosate. *Planta Daninha*, 21, 63-69.
- MORAES, M. T.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; SILVA, V. R. (2016). Benefícios das plantas de cobertura sobre as propriedades físicas do solo. *In: TIECHER, T. (Ed.). 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. Porto Alegre: UFRGS, 2016. cap. 3, p. 34-48.*

- MOREIRA, F. M. S. & SIQUEIRA, J. O. (2006). Transformações bioquímicas e ciclos dos elementos no solo. *In*: MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e bioquímica do solo. 2ª ed. Lavras: UFLA, 2006. cap. 7, p. 413- 406.
- MOREIRA, S. G.; PROCHNOW, L. I.; CASTRO KIEHL, J.; PAULETTI, V.; MARTINETO, L. (2016). Chemical forms in soil and availability of manganese and zinc to soybean in soil under different tillage systems. *Soil and Tillage Research*, v. 163, p. 41-53.
- MONTANARI, R.; ZAMBIANCO, E. C.; CORRÊA, A. R.; PELLIN, D. M. P; CARVALHO, M. P; DALCHIAVON, F. C. (2012). Atributos físicos de um Latossolo Vermelho correlacionados linear e espacialmente com a consorciação de guandu com milheto, *Revista Ceres*. 59:1:125- 135.
- MOURA, J. C.; BARBOSA, M. A. B. & CARDOSO, S. S. (2019). Interferência da compactação do solo no manejo de altas produtividades na cultura da soja. *Revista Científica da Fundação Educacional de Ituverava*, v.16, n.1, p. 205-213.
- MRABET, R.; IBNO-NAMR, K.; BESSAM, F.; SABER, N. (2001). Soil chemical quality changes and implications for fertilizer management after 11 years of no-tillage wheat production systems in semiarid Morocco. *Land degradation & development*, 12(6), 505-517.
- MURRAY, W. J. (2012). Sustainable crop production intensification. *Sustainable Diets and Biodiversity*, 4.
- NAGEL, G. W.; TERRA, F. DA S.; OLIVEIRA, J. S.; HORAK-TERRA, I.; BESKOW, S. (2020). Cálculo da curva número para bacia hidrográfica urbana utilizando diferentes abordagens de classificação para imagem orbital RapidEye: estudo de caso para o arroio Pepino (Pelotas, RS). *Pesquisas Em Geociências*, 47(2).
- NANDULA, V. K.; RIECHERS, D. E.; FERHATOGLU, Y.; BARRETT, M.; DUKE, S. O.; DAYAN, F. E.; MA, R. (2019). Herbicide metabolism: crop selectivity, bioactivation, weed resistance, and regulation. *Weed Science*, 67(2), 149-175.
- NESTLÉ. (2023). Nestlé: Faz bem. Disponível em: <<https://www.nestle.com.br/csv>>. Acesso em: 30/01/2023.
- NEVE, P.; BARNEY, J. N.; BUCKLEY, Y.; COUSENS, R. D.; GRAHAM, S.; JORDAN, N. R.; WILLIAMS, M. (2018). Reviewing research priorities in weed ecology, evolution and management: a horizon scan. *Weed Research*, 58(4), 250-258.

- NICOLOSO, R. D. S.; AMADO, T. J. C.; SCHNEIDER, S.; LANZANOVA, M. E.; GIRARDELLO, V. C.; BRAGAGNOLO, J. (2008). Eficiência da escarificação mecânica e biológica na melhoria dos atributos físicos de um Latossolo muito argiloso e no incremento do rendimento de soja. *Revista Brasileira de Ciência do solo*, 32, 1723-1734.
- NOVAIS PINTO, M. (1990). *Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas*. Brasília: Editora UNB/SEMATEC.
- NOVAK, E.; CARVALHO, L. A.; SANTIAGO, E. F.; PORTILHO, I. I. R. (2017). Chemical and microbiological attributes under different soil cover. *Cerne*. 23(1):19-30.
- NUNES, A. L. P.; CORTEZ, G. L. D. S.; MELO, T. R.; FIGUEIREDO, A.; WANDSCHEER, C. A. R.; BORTOLUZZI, J.; GUIMARÃES, M. D. F. (2020). Sistemas de manejo, atributos químicos do solo e dispersão de argila em áreas de microbacias. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 55.
- OLIVEIRA, C. M. & FRIZZAS, M. R. (2020). Coró-da-soja do cerrado. In: SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; SILVA, M. T. B. (Ed.). *Pragas de solo no Brasil*. Passo Fundo: Aldeia Norte, 2020. Cap. 11, p. 267-289.
- OLIVEIRA, D. L. & BORSZOWSKI, P. R. (2020). Taxa de decomposição da palhada de trigo e liberação de NPK em sistema de plantio direto no município de Ponta Grossa-PR. *Revista TechnoEng*, ed.5, v.1.
- OLIVEIRA, E. M. & SOUTO, J. S. (2011). Mesofauna edáfica como indicadora de áreas degradadas. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 6, n. 1, p. 01-09.
- OLIVEIRA, L. J.; SALVADORI, J. R. & CORSO, I. C. (2009). Plantio direto favorece controle natural de pragas. *Visão agrícola*, n. 9. p. 99-103. Disponível em: <<https://www.esalq.usp.br/visaoagricola/sites/default/files/VA9-Protecao01.pdf>>. Acesso em: 21 setembro 2022.
- OLIVEIRA, P.; NASCENTE, A. S.; FERREIRA, E. P. B.; KLUTHCOUSKI, J.; LOBO JUNIOR, M. (2016). Response of soil fungi and biological processes to crop residues in no-tillage system. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 46, n. 1, p. 57-64.
- OLIVEIRA SILVA, M.; SANTOS, M. P.; PAZ SOUSA, A. C.; SILVA, R. L. V.; MOURA, I. A. A.; SILVA, R. S.; SILVA COSTA, K. D. (2021). Qualidade do solo: indicadores biológicos para um manejo sustentável. *Brazilian Journal of Development*, 7(1), 6853-6875.

- OMONODE, R. A.; SMITH, D. R.; GÁL, A.; VYN, T. J. (2011). Soil nitrous oxide emissions in corn following three decades of tillage and rotation treatments. *Soil Science Society of America Journal*, 75(1), 152-163.
- PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. (2015). *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Embrapa Florestas-Livro científico (ALICE).
- PAUL, B. K.; VANLAUWE, B.; AYUKE, F.; GASSNER, A.; HOOGMOED, M.; HURISSO, T. T.; KOALA, S.; LELEI, D.; NDABAMENYE, T.; SIX, J.; PULLEMAN, M. M. (2013). Medium-term impact of tillage and residue management on soil aggregate stability, soil carbon and crop productivity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 164, pp. 14-22.
- PAUSTIAN, K.; LEHMANN, J.; OGLE, S.; REAY, D.; ROBERTSON, G. P.; SMITH, P. (2016). Climate-smart soils. *Nature*, 532(7597), 49-57.
- PEDROSO, A. J. S.; RUIVO, M. D. L. P.; PICCININ, J. L.; OKUMURA, R. S.; BIRANI, S. M.; SILVA JÚNIOR, M. L.; ALBUQUERQUE, M. P. F. (2016). Chemical attributes of Oxisol under different tillage systems in Northeast of Par. *African Journal of Agricultural Research*, v. 11, n. 49, p. 4947-4952.
- PEREIRA, F. S. (2013). *Qualidade física e química do solo em sistemas de cultivo e produtividade do milho e da soja*. 80 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências do Solo, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- PEREIRA, G. R.; VEIGA, A. R.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. C. D.; OLIVEIRA, H. C. (2017). *Marketing verde: Fatores da geração Z sobre questões ambientais*. *Consumer Behavior Review*, 1(2), 58-72.
- PEREIRA, H. G. & ROMEIRO, G. (2018). *Comunicação: o agro é nosso*. In: RODRIGUES, R. (2018). *Agro é paz: análises e propostas para o Brasil alimentar o mundo*. 416p.
- PEREIRA, R. G.; ALBUQUERQUE, A. W.; CUNHA, J. L. X. L.; ALENCAR PAES, R.; CAVALCANTE, M. (2009). Atributos químicos do solo influenciados por sistemas de manejo. *Revista Caatinga*, v. 22, n. 1, p. 78-84.
- PETTER, F. A.; LIMA, L. B.; MORAIS, L. A.; TAVANTI, R. F. R.; NUNES, M. E.; SILVA FREDDI, O.; MARIMON JR, B. H. (2017). Carbon stocks in oxisols under agriculture and forest in the southern Amazon of Brazil. *Geoderma Regional*, 11, 53-61.
- PESSOTTO, M. D. F.; SANTANA, N. A.; JACQUES, R. J. S.; FREIBERG, J. A.; NASCIMENTO MACHADO, D.; PIAZZA, E. M.; ANTONIOLLI, Z. I. (2020).

- Relação do uso do solo com a diversidade e a atividade da fauna edáfica. *Nativa*, 8(3), 397-402.
- PHILIPI, F.; FILHO, W. S.; PAVANI, L.; GROSSI, P.; ESTURBA, T.; OROSCO, R. (2023). Metas de descarbonização para os setores Florestal, Agrícola e de Uso da Terra. Disponível em: <<https://blog.waycarbon.com/2023/01/metas-de-descarbonizacao-para-os-setores-florestal-agricola-e-de-uso-da-terra-2/>>. Acesso em: 30/01/2023.
- PHILLIPS, R. E.; THOMAS, G. W.; BLEVINS, R. L.; FRYE, W. W.; PHILLIPS, S. H. (1980). No-Tillage Agriculture. *Science*, 208(4448), 1108–1113.
- PICANÇO, M. C.; FERNANDES, F. L.; MORAIS, E. G. F.; CAMPOS, M. R.; XAVIER, V. M. (2008). Manejo Integrado das Pragas. In: SEDIYAMA, T. (Ed.). *Tecnologias de produção e uso da soja*. 1ª ed. Londrina: Editora Mecenass Ltda, 2008, p. 119-132.
- PINTO, N. L. S.; HOLTZ, A. C. T.; MARTINS, J. A.; GOMIDE, F. S. (2017). *Hidrologia básica*. São Paulo, SP: Blucher. 18, 278 p.
- PIRES, W. (2006). *Manual de pastagem: formação, manejo e recuperação*. Viçosa: Aprenda Fácil. p. 64-74.
- PITTELKOW, C. M.; LIANG, X.; LINQUIST, B. A.; VAN GROENIGEN, K. J.; LEE, J.; LUNDY, M. E.; VAN KESSEL, C. (2015). Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517(7534), 365-368.
- POLETO, C. (2014) *BACIAS HIDROGRÁFICAS E RECURSOS HÍDRICOS*. Rio de Janeiro, RJ, Editora Interciência, 1. ed., 272 p.
- PRADO, L. N. (2014). *Incentivos financeiros para implementação de práticas conservacionistas do solo na bacia do Rio Canoinhas*. Santa Catarina: UFPR. 73p. Dissertação Mestrado.
- PRAGANA, R. B., RIBEIRO, M. R., NÓBREGA, J. C. A., RIBEIRO FILHO, M. R. & COSTA, J. A. D. (2012). Qualidade física de Latossolos Amarelos sob plantio direto na região do Cerrado piauiense. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 36(5), 1591-1600.
- RALISCH, R.; DEBIASI, H.; FRANCHINI, J. C.; TOMAZI, M.; HERNANI, L. C.; MELO, A. S.; SANTI, A.; MARTINS, A. L. S.; BONA, F. D. (2017). Diagnóstico rápido da estrutura do solo. Londrina: Embrapa Soja. (Documentos, 390)
- RASSE, D. P.; RUMPEL, C. & DIGNAC, M. F. (2005). Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant Soil*, 269:341-356.
- REDIN, M.; GIACOMINI, S. J.; FERREIRA, P. A. A.; ECKHARDT, D. P. (2016). Plantas de cobertura de solo e agricultura sustentável: espécies, matéria seca e ciclagem de carbono

- e nitrogênio. *In*: TIECHER, T. (Ed.). 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. Porto Alegre: UFRGS, 2016. cap. 1, p. 07-22.
- REICOSKY, D. C.; LINDSTROM, M. J.; SCHUMACHER, T. E.; LOBB, D. E.; MALO, D. D. (2005). Tillage-induced CO<sub>2</sub> loss across an eroded landscape. *Soil Tillage Res.*, 81 (2), pp. 183-194.
- REIS, E. M.; CASA, R. T. & BIANCHIN, V. (2011). Controle de doenças de plantas pela rotação de culturas. *Summa phytopathologica*, Botucatu, v. 37, n. 3, p. 85-91.
- REIS GONÇALVES, F. A.; CASTRO, G. F.; CARVALHO, A. M. X.; DE AQUINO, L. A.; FERREIRA NOVAIS, R. (2019). Forms of application of phosphorus fertilization on carrot. *Journal of Plant Nutrition*, 42(16), 1884-1899.
- RESENDE, A. V. (2002). Agricultura e qualidade da água: contaminação da água por nitrato. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/546464/1/doc57.pdf>>. Acesso em: 07/11/2022.
- RHEINHEIMER, D. S.; KAMINSKI, J.; LUPATINI, G. C.; SANTOS, E. J. S. (1998). Modificações em atributos químicos de solo arenoso sob sistema plantio direto. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 22, p. 713-721.
- RIGHES, A. A.; GARCIA, S. M.; HERBES, M. G.; DALLA COSTA, R. (2014). Escoamento superficial em sistema plantio direto no sul do Brasil. 7º Congresso da Água, Lisboa.
- RODRIGUES, E. H. C.; DE-CARLI, B. P.; VICENTIN, A. M.; POMPÊO, M. L. M.; CARLOS, V. M. (2021). Cyanobacteria and Cyanotoxins in aquatic environments: a short review on the main methods of detection, removal and impacts on human health. *Boletim do Laboratório de Hidrobiologia*, 31(1).
- RODRIGUES, G. A.; SANTOS, G. O.; CARRASQUEIRA, A.; MACHADO, E. R.; ASSIRATI, E. T.; MACRI, R. D. C. V. (2018). Oscilações da temperatura do solo em função de quantidades de palha e horários ao longo do dia. *Revista Interface Tecnológica*, 15(1), 293-304.
- RODRIGUES, R. A. R. & MELLO, W. Z. (2012). Fluxos de óxido nitroso em solos com cobertura de floresta Ombrófila Densa Montana na Serra dos Órgãos, Rio de Janeiro. *Química Nova*, 35, 1553.

- RODRIGUES, W. (2005). Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de Cerrados. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 43, n. 1, p. 135-153.
- RONQUIM, C. C. (2010). Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Embrapa Territorial-Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento (INFOTECA-E).
- ROTTERS, D. F., MAFRA, Á. L., DA CUNHA, F. F., MACEDO, R. P., DA SILVEIRA, C. P. L., & KRUKER, G. (2021). Carbon increase and soil physical improvement in an onion no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, Recife, v 16, n 2, p. 8.
- RUEDELL, J. (1995). Plantio direto na região de Cruz Alta.
- SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; LAL, R.; DICK, W. A.; CASSIA PICCOLO, M.; FEIGL, B. E. (2009). Interações entre carbono orgânico e fertilidade do solo afetadas por uma cronosequência de preparo em um Latossolo Vermelho. *Soil and Tillage Research*, v. 104, n. 1, pág. 56-64.
- SALOMÃO, P. E. A.; KRIEBEL, W.; SANTOS, A. A.; MARTINS, A. C. E. (2020). A importância do sistema de plantio direto na palha para reestruturação do solo e restauração da matéria orgânica. *Research, Society and Development*, 9(1), e154911870-e154911870.
- SALTON, J. C.; HERNANI, L. C. & FONTES, C. Z. (1998). Sistema plantio direto: o produtor pergunta, a Embrapa responde. Brasília, DF: Embrapa-SPI; Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste.
- SALTON, J. C. & TOMAZI, M. (2014). Sistema radicular de plantas e qualidade do solo. Embrapa Agropecuária Oeste-Comunicado Técnico (INFOTECA-E).
- SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; VIVAN, L. M.; TAMAI, M. A.; RODOLFO BIANCO, R. (2022). Manejo de Pragas em Plantio Direto. In: Sistema plantio direto no Brasil. [livro eletrônico]. Passo Fundo, RS: Aldeia Norte Editora, 2022.
- SALVADORI, J. R. & OLIVEIRA, L. J. (2001). Manejo de corós em lavouras sob plantio direto. Passo Fundo: Embrapa Trigo. 88 p. (Embrapa Trigo. Série Documentos, 35).
- SANTOS, D. R. D.; GATIBONI, L. C. & KAMINSKI, J. (2008). Fatores que afetam a disponibilidade do fósforo e o manejo da adubação fosfatada em solos sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, v. 38, p. 576-586, 2008.

- SANTOS, R. D.; LEMOS, R. C.; SANTOS, H. G.; KER, J. C.; ANJOS, L. H. C.; SHIMIZU, S. H. (2013). Manual de descrição e coleta de solo no campo. 6. ed. rev. e ampl. Viçosa, MG: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 100 p.
- SAPKOTA, T. K.; JAT, M. L.; ARYAL, J. P.; JAT, R. K.; KHATRI-CHHETRI, A. (2015). Climate change adaptation, greenhouse gas mitigation and economic profitability of conservation agriculture: Some examples from cereal systems of Indo-Gangetic Plains. *Journal of Integrative Agriculture* 14: 1524-1533.
- SATURNINO, H. M. & LANDERS, J. N. (1997). O Meio Ambiente e o Plantio Direto. Goiânia: APDC. 116 p.
- SCHWARTZ, H. F.; GENT, D. H.; FICHTNER, S. M.; HAMMON, R.; CRANSHAW, W. S.; MAHAFFEY, L.; MCMILLAN, M. (2009). Straw mulch and reduced-risk pesticide impacts on thrips and Iris yellow spot virus on western-grown onions. *Southwestern Entomologist*, 34(1), 13-29.
- SEEG – SISTEMA DE ESTIMATIVAS DE EMISSÕES E REMOÇÕES DE GASES DE EFEITO ESTUFA. (2020). Análise das emissões brasileiras de gases de efeito estufa e suas implicações para as metas de clima do Brasil 1970-2019. 41 p. Disponível em: [https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG\\_8/SEEG8\\_DOC\\_ANALITICO\\_SINTESE\\_1990-2019.pdf](https://seeg-br.s3.amazonaws.com/Documentos%20Analiticos/SEEG_8/SEEG8_DOC_ANALITICO_SINTESE_1990-2019.pdf). Acesso em: 27 set. 2022.
- SEGNINI, A.; CARVALHO, J. L. N.; BOLONHEZI, D.; MILORI, D. M. B. P.; SILVA, W. T. L. D.; SIMÕES, M. L.; MARTIN-NETO, L. (2013). Estoque de carbono e índice de umificação da matéria orgânica afetados pela palha da cana-de-açúcar e pelo manejo do solo. *Scientia Agricola*, v. 70, n. 5, pág. 321-326.
- SÉGUY, L. & BOUZINAC, S. (1995). O plantio direto no cerrado úmido. *Informações Agronômicas*, Piracicaba, n.69, p.I-4.
- SEINFELD, J. H. & PANDIS, S. N. (2006). Atmospheric chemistry and physics from air pollution to climate change, John Wiley & Sons Inc.
- SEIXAS, C. D. S.; NEUMAIER, N.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; KRZYZANOWSKI, F. C.; LEITE, R. D. C. (2020). Tecnologias de produção de soja. *Embrapa Soja-Sistema de Produção (INFOTECA-E)*.
- SEIXAS, J. (2001). Níveis de compactação do solo na cultura do milho (*Zea Mays* L.). Curitiba: UFPR, 80p. Dissertação Mestrado.

- SEKI, A. S.; SEKI, F. G.; JASPER, S. P.; SILVA, P. R. A.; BENEZ, S. H. (2015). Efeitos de práticas de descompactação do solo em área sob sistema plantio direto. *Revista Ciência Agronômica*, 46, 460-468.
- SERAFIM, M. E.; OLIVEIRA, G. C. D.; VITORINO, A. C. T.; SILVA, B. M.; CARDUCCI, C. E. (2013). Qualidade física e intervalo hídrico ótimo em latossolo e cambissolo, cultivados com cafeeiro, sob manejo conservacionista do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(3), 733-742.
- SEYBOLD, C. A.; HERRICK, J. E. & BREJDA, J. J. (1999). Soil resilience: a fundamental component of soil quality. *Soil Sci.*, 164:224-234.
- SHAFFER, R. L. & JOHNSON, C. E. (1982). Changing soil condition: The dynamic of tillage. In: PREDICTING TILLAGE EFFECTS ON SOIL PHYSICAL PROPERTIES AND PROCESSES. Proceedings. Madison, American Society of Agronomy, 1982. p.151-178.
- SHAKOOR, A.; SHAHBAZ, M.; FAROOQ, T. H.; SAHAR, N. E.; SHAHZAD, S. M.; ALTAF, M. M.; ASHRAF, M. (2021). A global meta-analysis of greenhouse gases emission and crop yield under no-tillage as compared to conventional tillage. *Science of the Total Environment*, v. 750.
- SILVA, A. A.; SILVA, P. R. F.; SUHRE, E.; ARGENTA, G.; STRIEDER, M. L.; RAMBO, L. (2007). Sistemas de coberturas de solo no inverno e seus efeitos sobre o rendimento de grãos do milho em sucessão. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 37, n. 4, p. 928-935.
- SILVA, A. C. D.; HIRATA, E. K. & MONQUERO, P. A. (2009). Produção de palha e supressão de plantas daninhas por plantas de cobertura, no plantio direto do tomateiro. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 44, 22-28.
- SILVA, A. P. D.; BALL, B. C.; TORMENA, C. A.; GIAROLA, N. F. B.; GUIMARÃES, R. M. L. (2014). Soil structure and greenhouse gas production differences between row and interrow positions under no-tillage. *Scientia Agricola*, 71, 157-162.
- SILVA, E. E.; AZEVEDO, P. H. S. & DE-POLLI, H. (2007). Determinação do carbono da biomassa microbiana do solo (BMS-C). Embrapa Agrobiologia-Comunicado Técnico (INFOTECA-E).
- SILVA, F. P. D. & VIEIRA FILHO, J. E. R. (2020). Avaliação de impacto do programa de agricultura de baixo carbono no Brasil.
- SILVA, L. I.; CAMPOS, M. C. C.; WADT, P. G. S.; CUNHA, J. M.; OLIVEIRA, I. A.; FREITAS, L. D.; BRITO FILHO, E. G. (2020). Resistência à penetração de um

- Latossolo Vermelho-Amarelo Distrófico sob diferentes manejos e métodos. *Revista do Departamento de Geografia. Universidade de São Paulo*, v. 40, p. 40-48.
- SILVA, M. A.; PORTO, S. M. A.; MANNIGEL, A. R.; MUNIZ, A. S.; MATA, J. D. V.; NUMOTO, A. Y. (2009). Manejo da adubação nitrogenada e influência no crescimento da aveia preta e na produtividade do milho em plantio direto. *ActaSci. Agron.* 31(2):275-81.
- SILVA, M. P.; ARF, O.; SÁ, M. E.; ABRANTES, F. L.; BERTI, C. L. F.; SOUZA, L. C. D. (2017). Plantas de cobertura e qualidade química e física de Latossolo Vermelho distrófico sob plantio direto. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, 12(1), 60-67.
- SILVA, M. T. B. & SALVADORI, J. R. (2020). Coró-das-pastagens. In: SALVADORI, J. R.; ÁVILA, C. J.; SILVA, M. T. B. (Ed.). *Pragas de solo no Brasil*. 2.ed. Passo Fundo: Aldeia Norte, 2020. Cap. 8, p. 215-232.
- SILVA PEREIRA, J. L.; DALLA ROSA, J.; MEDEIROS, J. C.; JESUS LACERDA, J. J.; SOUSA, M. D. N. G.; RODRIGUES, P. C. F.; SOUSA, D. C. (2021). Erosão hídrica em sistemas de preparo do solo sob chuva simulada no Cerrado Piauiense. *Brazilian Journal of Development*, 7(1), 2342-2356.
- SILVA, P. R. F.; ARGENTA, G.; SANGOI, L.; STRIEDER, M. L.; SILVA, A. A. (2006). Estratégias de manejo de coberturas de solo no inverno para cultivo do milho em sucessão no sistema plantio direto. *Ci. Rural*, 36:1011-1020.
- SILVA, R. A. D. & CARVALHO, G. S. (2000). Ocorrência de insetos na cultura do milho em sistema de plantio direto, coletados com armadilhas-de-solo. *Ciência Rural*, 30, 199-203.
- SILVEIRA, P. M. & STONE, L. F. (2001). Teores de nutrientes e de matéria orgânica afetados pela rotação de culturas e sistema de preparo do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, p. 387-394.
- SINGH, K.; MISHRA, S. K.; SINGH, H. P.; SINGH, A.; CHAUDHARY, O. P. (2019). Improved soil physical properties and cotton root parameters under sub-soiling enhance yield of Cotton-Wheat cropping system. *Data in brief*, 24, 103888.
- SNYDER, C. S.; BRUULSEMA, T. W.; JENSEN, T. L.; FIXEN, P. E. (2009). Review of greenhouse gas emissions from crop production systems and fertilizer management effects. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, v. 133, n. 3-4, p. 247-266.
- SIQUEIRA NETO, M. (2010). Mineralização e desnitrificação do nitrogênio no solo sob sistema plantio direto, *Revista Bragantia*, v. 69, n. 4, p. 923-936.

- SIQUEIRA NETO, M.; PICCOLO, M. D. C.; FEIGL, B. J.; VENZKE FILHO, S. D. P.; CERRI, C. E. P.; CERRI, C. C. (2009). Crop rotation under no-tillage in Tibagi (Paraná State, Brazil): II-CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 33, 1023-1029.
- SIX, J.; ELLIOT, E. T. & PAUSTIAN, K. (1999). Aggregate and organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci Soc Am J*, v.63, p.1350-1358.
- SOANE, B. D.; BALL, B. C.; ARVIDSSON, J.; BASCH, G.; MORENO, F.; ROGER-ESTRADE, J. (2012). No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil and Tillage Research*, 118, 66-87.
- SOARES, R. M.; DEBIASI, H.; MEYER, M. C.; LOBO JUNIO, M. (2022). Manejo de Doenças em Sistema Plantio Direto. In: *Sistema plantio direto no Brasil*. [livro eletrônico]. Passo Fundo, RS: Aldeia Norte Editora, 2022.
- SOBRINHO, T. A., VITORINO, A. C., DE SOUZA, L. C., GONÇALVES, M. C., & CARVALHO, D. F. D. (2003). Infiltração de água no solo em sistemas de plantio direto e convencional. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 7(2), 191-196.
- SOBUCKI, L.; RAMOS, R. F.; BELLÉ, C.; ANTONIOLLI, Z. I. (2019). Manejo e qualidade biológica do solo: uma análise. *Rev. Agron. Bras.*, v. 3, n.4.
- SOCIALCARBON. (2022). Conserving Areas of Biodiversity Importance: A methodology to transform conservation financing. Disponível em: <<https://www.socialcarbon.org/>>. Acesso em: 30/01/2023.
- SPERA, S. T.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; SANTOS, H. P.; KLEIN, V. A. (2014). Atividade do alumínio na solução do solo de um Latossolo Vermelho distrófico submetido ao manejo do solo e de culturas. *Nativa*, v. 2, n. 3, p. 131-137.
- SPERA, S. T.; SANTOS, H. P. D.; FONTANELI, R. S.; TOMM, G. O. (2006). Efeito de pastagens de inverno e de verão em características físicas de solo sob plantio direto. *Ciência Rural*, 36(4), 1193-1200.
- SOJKA, R. E. & UPCHURCH, D. R. (1999). Reservations regarding the soil quality concept; discussion. *Soil Science Society of America Journal*, v. 63, n.5, p.1039-1054.
- SOKOLOWSKI, A. C.; PRACK, M. C.; CORMICK, B.; GRAZIA, J.; WOLSKI, J. E.; RODRÍGUEZ, H. A.; RODRÍGUEZ-FRERS, E. P.; GAGEY, M. C.; DEBELIS, S. P.; PALADINO, I. R.; BARRIOS, M. B. (2020). Efeito do plantio direto e do plantio direto

- nas propriedades físicas e químicas de um solo Argiaquoll sob rotação de culturas de longa duração em Buenos Aires, Argentina. *Int. Soil Water Conserv. Res.*
- SOUSA, R. F. (2020). Uso do solo e recursos hídricos: buscando alternativas sustentáveis de manejo. *cognoscere*, 198-217. In: Meio ambiente e desenvolvimento sustentável.
- SILVA NETO, C. M. & SCHIMIDT, F. (2020). EDITORA IFG.
- SOUZA, F. D. C. S. (2004). Repensando a Agricultura: o enfoque da sustentabilidade como padrão alternativo à agricultura moderna. *HOLOS*, 2.
- SOUZA, J. N. S. & BENEVIDES, R. D. C. A. (2002). Marketing verde: comportamentos e atitudes dos consumidores. *Educação ambiental: abordagens múltiplas*. Porto Alegre: Artmed, 61-72.
- SOUZA, R. F.; MADEIRA, N. R. & FIGUEIREDO, C. C. (2014). Perdas de solo, água e nutrientes em área cultivada com hortaliças sob sistema de plantio direto. *Científic@-Multidisciplinary Journal*, 1(1), 38-50.
- TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MOLLER, I. M.; MURPHY, A. (2021). *Fundamentos de Fisiologia Vegetal*. Artmed Editora. Ed 16, 558 p.
- TAYLOR, H. M. & BRAR, G. S. (1991). Effect of soil compaction on root development. *Soil and Tillage Research*, Amsterdam, v.19, p.111-119.
- TELLES, T. S. (2015). *Conservação dos solos e preços de terras agrícolas no Brasil*. Campinas, Unicamp.
- TELLES T. S.; MELO T. R.; RIGHETTO A. J.; DIDONÉ E. J.; BARBOSA G. M. C. (2022). Práticas de manejo do solo adotadas por agricultores e como eles percebem a agricultura de conservação. *Rev Bras Cienc Solo*.
- TELLES, T. S.; REYDON, B. P. & MAIA, A. G. (2018). Effects of no-tillage on agricultural land values in Brazil. *Land Use Policy*, 76, 124-129.
- TELLES, T. S.; VIEIRA FILHO, J. E. R.; RIGHETTO, A. J.; RIBEIR, M. R. (2021). Desenvolvimento da agricultura de baixo carbono no Brasil. No. 2638.
- THEISEN, G. & VIDAL, R. A. (1999). Efeito da cobertura do solo com resíduos de aveia preta nas etapas do ciclo de vida do capim-marmelada. *Planta daninha*, 17, 189-196.
- TOMA, M. A.; VILAS BOAS, R. C. & MOREIRA, F. M. S. – Lavras: Ed. UFLA, 2017. 32 p.: il. (Conhecendo a vida do solo; v. 1).
- TORRES, E. & SARAIVA, O. F. (1999). Camadas de impedimento do solo em sistemas agrícolas com a soja. Londrina, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, 58p. (Circular Técnica, 23).

- TORRES, J. L. R.; SOUZA, Z. M.; PEREIRA, M. G.; ASSIS, R. L. (2015). Attributes of soil quality indicators in area under direct planting to twelve years. *Comunicata Scientiae*, 6(2), 123-133.
- TREZZI, M. M. & VIDAL, R. A. (2004). Potencial de utilização de cobertura vegetal de sorgo e milho na supressão de plantas daninhas em condição de campo: II-Efeitos da cobertura morta. *Planta daninha*, 22, 1-10.
- TRIBOUILLOIS, H.; CRUZ, P.; COHAN, J.-P.; JUSTES, E. (2015). Modelling agroecosystem nitrogen functions provided by cover crop species in bispecific mixtures using functional traits and environmental factors. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 207, 218.
- TRIVEDI, P.; DELGADO-BAQUERIZO, M.; JEFFRIES, T. C.; TRIVEDI, C.; ANDERSON, I. C.; LAI, K.; SINGH, B. K. (2017). Soil aggregation and associated microbial communities modify the impact of agricultural management on carbon content. *Environmental microbiology*, 19(8), 3070-3086.
- USEPA - U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. (2001). Office of Pesticide Programs. The Incorporation of Water Treatment Effects on Pesticide Removal and Transformations in Food Quality Protection Act (FQPA) Drinking Water Assessments. Office of Pesticide Programs, Washington, D.C.
- VALENTE, J. P. S.; PADILHA, P. M. & SILVA, A. M. M. D. (1997). Contribuição da cidade de Botucatu-SP com nutrientes (fósforo e nitrogênio) na eutrofização da represa de Barra Bonita. *Eclética Química*, 22, 31-48.
- VASCONCELOS, A. L. S.; SIQUEIRA NETO, M.; PIRES, I. C. G.; FERRÃO, G. D. E.; CAMARGO, P. B. D.; CERRI, C. E. P. (2018). Agricultura e emissões de gases de efeito estufa: estudos de casos no Brasil. *Revista Trópica: Ciências Agrárias e Biológicas*, 10(2), 12-40.
- VASCONCELOS, R. F. B. D.; CANTALICE, J. R. B.; SILVA, A. J. N. D.; OLIVEIRA, V. S. D.; SILVA, Y. J. A. B. D. (2010). Limites de consistência e propriedades químicas de um Latossolo amarelo distrocoeso sob aplicação de diferentes resíduos da cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 34(3), 639-648.
- VAZ, C. M. P.; PRIMAVESI, O.; PATRIZZI, V. C.; IOSSI, M. D. F. (2002). Influência da umidade na resistência do solo medida com penetrômetro de impacto. *Embrapa Instrumentação-Comunicado Técnico (INFOTECA-E)*.

- VELOSO, M. G.; CECAGNO, D. & BAYER, C. (2019). Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. *Soil and Tillage Research*, 190, 139-146.
- VERRA. (2023). Verified Carbon Standard. Disponível em: <<https://verra.org/programs/verified-carbon-standard/>>. Acesso em: 30/01/2023.
- VIANA, P. A. (2010). Manejo de Diabrotica speciosa na cultura do milho. Embrapa milho e Sorgo. Circular técnica.
- VIEIRA, F. F.; DALLACORT, R.; BARBIERI, J. D.; DALCHIAVON, F. C.; DANIEL, D. F. (2020). Temperatura e umidade do solo em função do uso de cobertura morta no cultivo de milho. *Científica*, 48(3), 188-199.
- VILAÇA, D. E. (2018). Práticas Conservacionistas na Sub-Bacia do Rio Itaúnas, Com Ênfase na Conservação do Solo e Água.
- VIVANCO, L. & AUSTIN, A. T. (2006). Intrinsic effects of species on leaf and root decomposition: A comparison of temperate grasses from North and South America. *Oecologia*, 150:97-107.
- WANG, Y.; LI, C.; TU, C.; HOYT, G. D.; DEFOREST, J. L.; HU, S. (2017). Long-term no-tillage and organic input management enhanced the diversity and stability of soil microbial community. *Science of the Total Environment*, 609, 341-347.
- WULANNINGTYAS, H. S.; GONG, Y.; LI, P.; SAKAGAMI, N.; NISHIWAKI, J.; KOMATSUZAKI, M. (2021). A cover crop and no-tillage system for enhancing soil health by increasing soil organic matter in soybean cultivation. *Soil and Tillage Research*, 205, 104749.
- XAVIER, C. V.; MOITINHO, M. R.; TEIXEIRA, D. D. B.; ARAUJO SANTOS, G. A.; ANDRADE BARBOSA, M.; MILORI, D. M. B. P.; JÚNIOR, N. L. S. (2019). Crop rotation and succession in a no-tillage system: implications for CO<sub>2</sub> emission and soil attributes. *Journal of environmental management*, 245, 8-15.
- XU, W.; XU, Z. & CAI, Z. (2013). Reverchon, F. Review of denitrification in tropical and subtropical soils of terrestrial ecosystems. *Journal of Soil and Sediments*, 13, 699.
- YU, J., GLAZER, N. & STEINBERGER, Y. (2014). Carbon utilization, microbial biomass, and respiration in biological soil crusts in the Negev Desert. *Biology and fertility of soils*, 50(2), 285-293.

- ZAMBROSI, F. C. B., ALLEONI, L. R. F. & CAIRES, E. F. (2007). Teores de alumínio trocável e não trocável após calagem e gessagem em Latossolo sob sistema plantio direto. *Revista Bragantia*, v. 66, n. 3, p. 487-495.
- ZHANG, Z.; LIANG, S.; WANG, J.; ZHANG, X.; MAHAMOOD, M.; YU, J.; ... LIANG, W. (2018). Tillage and crop succession effects on soil microbial metabolic activity and carbon utilization in a clay loam soil. *European Journal of Soil Biology*, 88, 97-104.
- ZOTARELLI, L.; ZATORRE, N. P.; BODDEY, R. M.; URQUIAGA, S.; JANTALIA, C. P.; FRANCHINI, J. C.; ALVES, B. J. (2012). Influence of no-tillage and frequency of a green manure legume in crop rotations for balancing N outputs and preserving soil organic C stocks. *Field Crops Research*, 132, 185-195.

## **CAPÍTULO 2. CAPACIDADE DE ESTOQUE DE CARBONO EM DIFERENTES SISTEMAS DE CULTIVO DE SOJA E PLANTAS DE COBERTURA NO CERRADO BRASILEIRO**

### **RESUMO**

As frações da matéria orgânica do solo (MOS) são impactadas de maneira distinta pela quantidade e qualidade de material vegetal oriundo das plantas de cobertura utilizadas em sistema de plantio direto (SPD; principalmente leguminosas e não leguminosas). A fração da MOS associada aos minerais do solo (MOAM) apresenta um maior tempo de retenção do carbono (C), e por isso sistemas de manejo que resultem em incrementos desta fração são incentivados. Assim, reconhecendo a importância econômica e extensão territorial do cultivo de grãos no Brasil (principalmente soja e milho), o desafio da agricultura brasileira moderna se apoia na definição de sistemas de produção sustentáveis, tendo como principal estratégia a construção de MOS. Nesse sentido, o objetivo do presente estudo é avaliar o impacto de sistemas de cultivo de soja e plantas de cobertura nas frações da MOS e na capacidade de estocar C no cerrado brasileiro. O experimento foi implantado em área experimental da Fundação MT, em Itiquira, MT, no ano de 2008, onde os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental de blocos casualizados, com quatro repetições de campo. Os tratamentos são constituídos de oito sistemas de cultivo (plantio convencional e sistemas de plantio direto com diferentes plantas de cobertura - crotalária, milheto e braquiária). Em 2020, amostras de solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm foram coletadas e o C-TOTAL, MOAM e matéria orgânica particulada (MOP) foram determinados. Adicionalmente, foi estimado o estoque de C e o déficit de saturação de C no solo (DSC). Ao longo das 12 safras foi determinada a massa de matéria seca produzida estimada. Os tratamentos sob SPD favoreceram os estoques de total e nas frações da MOS, principalmente nas camadas superficiais do solo. Além disso, em SPD houve maior acúmulo de C via parte aérea com uso de plantas de cobertura ocasionando em redução do DSC. Concluímos que o SPD no Cerrado é capaz de incrementar o C no solo por meio do aumento de input do elemento via biomassa vegetal, redução da perturbação do solo e diversificação e rotação de culturas graníferas e de cobertura, práticas que favorecem a permanência do C-MOAM no solo e viabilizam a ciclagem equilibrada do C-MOP e seus respectivos nutrientes.

**Palavras-chave:** Plantas de cobertura. Déficit de saturação de C. MOP. MOAM.

## 1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a expansão em produtividade agropecuária está sendo acompanhada pela expansão da adoção de práticas conservacionistas, corroborado pelo fato de que entre os anos de 2017 e 2018 cerca de 33,06 milhões de hectares já eram cultivados no país sob sistema de plantio direto (SPD) (FEBRAPDP, 2022a). O SPD tem como pilares i) o não revolvimento do solo (restrito à linha de semeadura ou covas para mudas), ii) a cobertura permanente do solo (plantas vivas ou palhadas) e a iii) diversificação de plantas na rotação de cultivos (DERPSCH et al., 2014; FEBRAPDP, 2022b). Essas práticas aumentam o aporte de resíduos orgânicos e, por consequência, apresentam um potencial de incrementar os estoques de MOS, fazendo com que as áreas sob este sistema de cultivo tornem-se dreno de C-CO<sub>2</sub> atmosférico, mitigando consequências deletérias das mudanças climáticas (AMADO, 2003; BAYER et al., 2006b; SAPKOTA et al., 2015; BESEN et al., 2018; FERNANDES, TEJO & ARRUDA, 2019; SALOMÃO et al., 2020).

Nesse sentido, a qualidade e quantidade do material orgânico aportado e as condições edafoclimáticas têm uma alta relação com o armazenamento de C no solo (FUJISAKI et al., 2018). Para tanto, lança-se mão do uso de espécies leguminosas e não-leguminosas (gramíneas) (ALVARENGA et al., 2001; ANDRIOLI & PRADO, 2012).

As leguminosas, em sua maioria, são fixadoras de nitrogênio (N) e têm grande eficiência na disponibilização deste nutriente para a cultura subsequente. Além disso, possuem menor relação Carbono/Nitrogênio (C/N), acarretando decomposição mais rápida no solo (COSTA et al., 2015; SILVEIRA et al., 2020). Já as gramíneas possuem destaque por sua alta densidade radicular, que permite a exploração do perfil do solo em profundidade, geralmente superior a um metro, garantindo a ciclagem de nutrientes (SALTON & TOMAZI, 2014; TAKASU, 2019). Além disso, a alta produção de biomassa com relação C/N mais elevada proporciona um material de decomposição mais lenta em relação as leguminosas (TORRES et al., 2014; COSTA et al., 2015).

Apesar da consolidação do SPD no Brasil, a compreensão da composição das plantas de cobertura nos sistemas de produção e seu efeito no estoque de C no solo ainda não estão plenamente consolidados e estudos são demandados. Assim, a verificação do impacto a longo prazo nas frações da MOS permitirá elaborar estratégias de manejo que contribuam para maior eficiência na estocagem de C no solo.

Os solos representam o maior reservatório terrestre de carbono (C) (CIAIS et al., 2013; LEHMANN & KLEBER, 2015), porém, a dinâmica do elemento, associada às diferentes ações

antrópicas implicam em vulnerabilidade deste dreno (SCHARLEMANN et al., 2014; SANDERMAN, HENGL & FISKE, 2017).

Considerando que a degradação dos solos implica em perda de C-CO<sub>2</sub>, os solos agrícolas possuem grande capacidade de armazenar C quando bem manejados (SOMMER & BOSSIO, 2014; LAL, 2016; ZOMER et al., 2017). Nesse sentido, maiores teores de C no solo implicam em melhoria na saúde do solo e na segurança alimentar (PAUSTIAN et al., 1997; LAL, 2004; MINASNY et al., 2017), na redução das necessidades de fertilizantes químicos (OLDFIELD, BRADFORD & WOOD, 2018), além de fornecimento de uma possibilidade de solução natural econômica para combater as mudanças climáticas (FUSS et al., 2018; BOSSIO et al., 2020). O aporte eficiente e constante de materiais orgânicos ao solo atua nos fluxos de C e deve ser apoiado aos princípios-chave de i) manutenção das entradas de C nos solos agrícolas, particularmente substratos de C de alta qualidade que suportam o metabolismo microbiano eficiente e ii) redução dos distúrbios do solo que interrompem os processos biológicos e interações físico-químicas (SIX, ELLIOTT & PAUSTIAN, 2000; LAL, 2004; CONANT et al., 2007; OOST et al., 2007; COOPER et al., 2016; DYNARSKI, BOSSIO & SCOW, 2020). Por essa razão, além do armazenamento de C no solo, a sua persistência deve ser sempre considerada.

A persistência do C no solo sofre influência da proteção física exercida pelas superfícies minerais e da recalcitrância bioquímica da matéria orgânica do solo (MOS) (COTRUFO et al., 2019; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020). A recalcitrância bioquímica está MOS associada à composição química intrínseca do material e também por mecanismos químicos de complexação (SIX et al., 2002a).

A fração da MOS que possui um maior tempo de retenção no solo, dada as interações químicas entre os compostos orgânicos e os minerais é denominada matéria orgânica associada aos minerais (MOAM). Já a matéria orgânica particulada (MOP) é a fração mais sensível às mudanças de manejo do solo, uma vez que é constituída por partículas orgânicas parcialmente fragmentadas (TRUMBORE & ZHENG, 1996; KÖGEL-KNABNER et al., 2008; POEPLAU et al., 2018; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020).

A MOAM caracteriza-se por alto grau de estabilização e longevidade, mas as interações organominerais são reversíveis e os complexos podem ser interrompidos por exsudatos radiculares de modo que o C presente nesta fração também não é permanente (JASTROW, MILLER & BOUTTON, 1996; RASMUSSEN, TORN & SOUTHARD, 2005; KÖGEL-KNABNER et al., 2008; KLEBER et al., 2011; KEILUWEIT et al., 2015).

Os exsudatos radiculares atuam como formador e degradador do C-MOAM. Isto ocorre porque os ácidos orgânicos liberados pelos exsudatos radiculares podem atuar tanto na estabilização dos organominerais quanto na dissolução das interações entre o C-MOAM e as superfícies minerais. Ademais, os exsudatos constituem fonte de energia para microrganismos e estes podem liberar sideróforos que também tem efeito degradador sobre as interações organominerais (AHMED & HOLMSTRÖM, 2014; LI, KOOPAL & TAN, 2018; MA et al., 2022).

Woolf & Lehmann (2019) complementam que a MOAM pode se desassociar e reentrar na solução do solo como C orgânico dissolvido, ser translocada verticalmente no perfil do solo, ser consumida novamente por microrganismos do solo e ser incorporada à biomassa e, eventualmente, ser reabsorvida em superfícies minerais.

Dessa forma, o objetivo do presente estudo é avaliar o impacto de sistemas de cultivo de soja e plantas de cobertura nas frações da MOS e na capacidade de estocar C no cerrado brasileiro.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

A área de estudo compreende um experimento de plantio direto de longa duração que foi estabelecido em uma fazenda experimental da Fundação de Apoio à Pesquisa Agropecuária de Mato Grosso (Fundação MT), localizada em Itiquira, MT, Brasil (17° 09'S, 54° 45'W e 490 m de altitude). O solo dessa fazenda foi classificado como Latossolo Vermelho distrófico (LVd) – Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SiBCS; Tabela 1; SANTOS et al., 2018).

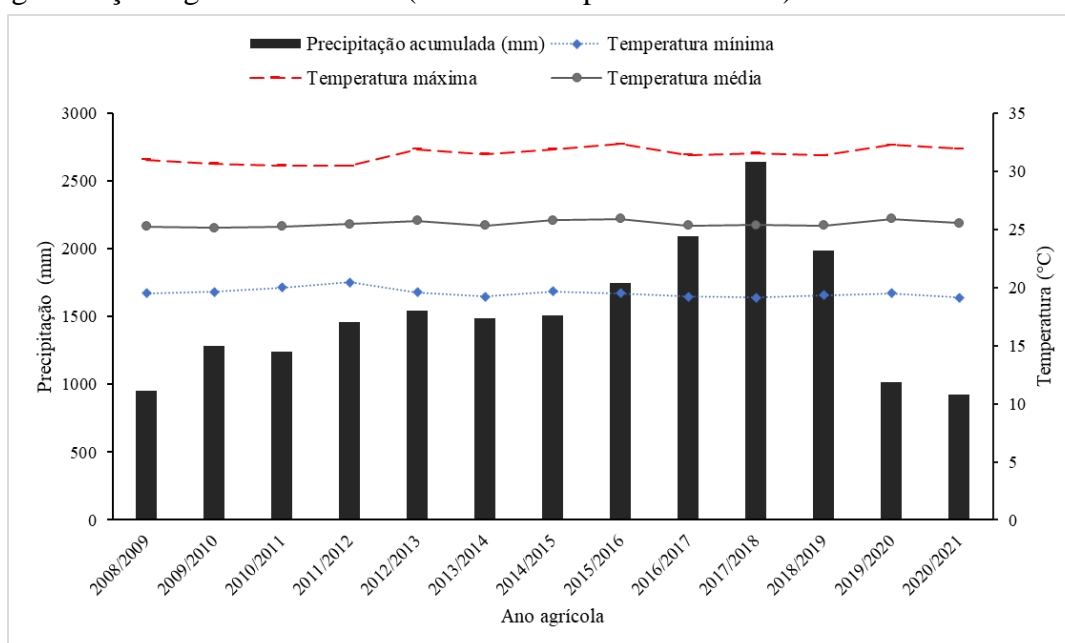
**Tabela 1.** Caracterização química e física de um Latossolo Vermelho distrófico. Amostras coletadas na profundidade de 0-20 cm em Itiquira, MT, Brasil, antes do primeiro cultivo realizado em 2008.

pH	P	K <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Al <sup>3+</sup>	H+Al	CTC	COT	V	Argila	Silte	Areia
CaCl <sub>2</sub>	mg dm <sup>-3</sup>		----- cmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> -----					---%---		-----g kg <sup>-1</sup> -----		
5,1	20,3	86	2,4	0,9	0,0	4,1	7,6	1,57	46	664	167	169

P e K = extrator Mehlich-1; Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> e Al<sup>3+</sup> = 1,0 mol L<sup>-1</sup> de extrator de KCl; H + Al = Extrator de Acetato de Cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> (pH = 7,0); CTC = capacidade de troca catiônica a pH = 7,0; COT = carbono orgânico total; V = saturação por bases; H + Al = Extrator de Acetato de Cálcio 0,5 mol L<sup>-1</sup> (pH = 7,0).

O clima da região é definido como Aw - clima tropical, com inverno seco e estação chuvosa no verão (de novembro a abril) pela classificação climática de Köppen (KÖPPEN, 1900; ALVARES et al., 2013). Na Figura 1 são apresentadas a precipitação acumulada, temperatura máxima, média e mínima de Itiquira, MT, ao longo dos 12 anos agrícolas do experimento.

A fazenda experimental está sob cultivo de soja (*Glycine max*) com alta tecnologia há mais de 25 anos, com eventuais culturas de entressafra, como milho (*Pennisetum glaucum* L.), sorgo (*Sorghum bicolor*) e milho (*Zea mays*). O experimento teve início em 2008, sendo a área preparada com subsolador a 40 cm de profundidade, arado com discos de 32" para homogeneização e grade niveladora (nivelamento para semeadura).



**Figura 1.** Precipitação, temperatura máxima, média e mínima de Itiquira, MT, ao longo dos 12 anos agrícolas.

## 2.2 Desenho experimental

O experimento contou com oito tratamentos sob 12 safras consecutivas (2008 a 2020), dispostos em delineamento experimental de blocos casualizados com quatro repetições (Tabela 2).

Os tratamentos foram distribuídos aleatoriamente dentro de cada bloco e consistiram em SPD em rotação, SPD em sucessão e sistema de plantio convencional (PC) com preparo do solo até 20 cm e sem revolvimento do solo (PCSR; Tabela 2). O PCSR refere-se à completa retirada das operações mecânicas de preparo do solo.

**Tabela 2.** Descrição dos oito diferentes sistemas de cultivo em Itiquira, MT, Brasil.

T	Primeiro ano		Segundo ano		Terceiro ano		ID
	Safra	Safrinha	Safra	Safrinha	Safra	Safrinha	
8	Soja	Pousio	Soja	Pousio	Soja	Pousio	PC
1	Soja	Pousio	Soja	Pousio	Soja	Pousio	PCSR
2	Soja	Milheto	Soja	Milheto	Soja	Milheto	SPDS1
3	Soja	Braquiária	Soja	Braquiária	Soja	Braquiária	SPDS2
7	Soja	Milho	Soja	Milho	Soja	Milho	SPDS3
4	Soja	Milheto	Soja	Crotalária	Milho+Braquiária		SPDR1
5	Soja	Crotalária	Milho+Braquiária		Soja	Crotalária	SPDR2
6	Soja	Crotalária	Soja	Milho+Braquiária		Braquiária	SPDR3

T = tratamentos; ID = identificação dos tratamentos; SPD = plantio direto; PC = plantio convencional com gradagem na entressafra; PCSR = plantio convencional sem revolvimento; SPDS = plantio direto em sucessão de culturas; SPDR = plantio direto em rotação de culturas. Milho+Braquiária = Milho+Braquiária cultivados em consórcio. Tratamentos 2, 3, e 7 representam a sucessão de culturas. Tratamentos 4, 5, e 6 representam a rotação de culturas. Cultivos em sucessão, rotação e monocultivo repetidos do quarto ao décimo segundo ano conforme o esquema representado na Tabela 2.

A área experimental total possui 4,26 ha, sendo suas dimensões 296 m de comprimento e 144 m de largura. A unidade experimental corresponde a 560 m<sup>2</sup> e é composta por 45 fileiras de plantas com 28 m de comprimento e 20 m de largura, com 0,45 m de espaçamento entre fileiras. O milho e a soja foram cultivados sempre na mesma linha de plantio com utilização de disco duplo. As culturas de cobertura foram semeadas conforme apresentado na Tabela 3.

A adubação da área foi realizada no momento da semeadura da soja, de modo que as plantas de cobertura não receberam adubação direta em nenhuma das estações. Foi utilizado o fertilizante superfosfato simples, sendo a dose total para cada hectare (ha): 45 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 38 kg de Ca e 25 kg de S. Logo após a semeadura, foram adicionados 90 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O, sendo a fonte o fertilizante cloreto de potássio (KCl).

Para a semeadura do milho safra foram utilizadas as doses de 50 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 40 kg ha<sup>-1</sup> de N e 2,5 kg ha<sup>-1</sup> de Zn. Em cobertura foi aplicada uma dose total de 50 kg ha<sup>-1</sup> de K<sub>2</sub>O e no estádio V4 120 kg ha<sup>-1</sup> de N. Já para o milho safrinha, na semeadura foram aplicadas as doses totais por hectare de 50 kg de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, 40 kg de N e 2,5 kg de Zn. Imediatamente após o plantio, uma dose total por ha de 30 kg de K<sub>2</sub>O e no estádio V4 60 kg de N. Em ambos os cultivos de milho, safra e safrinha, as fontes de nutrientes utilizadas foram dihidrogenofosfato de amônio (MAP), ureia, KCl e sulfato de oxi/zinco (zincodur – 25 % de Zn e 6 % de S).

**Tabela 3.** Método de semeadura das plantas de cobertura milho, crotalária e braquiária ao longo de 12 anos de cultivo em Itiquira, MT, Brasil.

Safr	Milheto	Crotalária	Braquiária	
			Consoiciada	Solteira
2008/2009	Lanço/correntão	Lanço/correntão	Junto ao adubo	Lanço/correntão
2009/2010	Lanço/correntão	Lanço/correntão	Junto ao adubo	Lanço/correntão
2010/2011	Lanço/correntão	Lanço/correntão	Junto ao adubo	Lanço/correntão
2011/2012	Lanço/correntão	Lanço/correntão	Junto ao adubo	Lanço/correntão
2012/2013	Semeadora/30 cm	Semeadora/30 cm	Junto ao adubo	Semeadora/30 cm
2013/2014	Semeadora/30 cm	Semeadora/30 cm	Junto ao adubo	Semeadora/30 cm
2014/2015	Lanço/correntão	Lanço/correntão	Junto ao adubo	Lanço/correntão
2015/2016	Semeadora/17 cm	Semeadora/17 cm	Junto ao adubo	Semeadora/17 cm
2016/2017	Semeadora/17 cm	Semeadora/17 cm	Junto ao adubo	Semeadora/17 cm
2017/2018	Semeadora/17 cm	Semeadora/17 cm	3ª caixa	Semeadora/17 cm
2018/2019	Semeadora/17 cm	Semeadora/17 cm	3ª caixa	Semeadora/17 cm
2019/2020	Semeadora/17 cm	Semeadora/17 cm	3ª caixa	Semeadora/17 cm

Em todos os anos do experimento foram utilizadas nos devidos tratamentos o milho cultivar ADR-300 e *Urochloa ruziziensis*. A *Crotalaria ochroleuca* foi utilizada em todos os anos, com exceção da safra 2011/2012 em que foi substituída pela *C. spectabilis*.

Os tratamentos 1, 2, 3, 4, 5, 6 e 7 receberam aplicação de calcário na dose de 2 Mg ha<sup>-1</sup> na superfície do solo sem incorporação nas safras 2012/2013 (setembro de 2012), 2014/2015 (setembro de 2014), 2016/2017 (outubro de 2016) e 2018/2019 (outubro de 2018). Para o tratamento 8 foi realizada a incorporação de 4 Mg ha<sup>-1</sup> de calcário nas mesmas épocas descritas acima. Na safra 2017/2018 (outubro de 2017), em todos os tratamentos foram aplicados 3,2 Mg ha<sup>-1</sup> de gesso, sendo que o tratamento 8 recebeu após o preparo do solo (setembro de 2017).

O controle de pragas, plantas daninhas e doenças foi realizado, quando necessário, com defensivos agrícolas na dose e estágio recomendados. O controle da braquiária foi realizado combinando métodos mecânicos e químicos. As aplicações de *glyphosate* a 3,5 L ha<sup>-1</sup> foram realizadas 3 meses antes da safra (outubro a novembro) nos tratamentos 3, 4 e 5 (milho+braquiária). Especificamente no tratamento 6, onde no sistema de rotação a braquiária permanece no campo durante 18 meses, a aplicação de *glyphosate* foi realizada 3 meses antes da safra na taxa de 5,0 L ha<sup>-1</sup> e um mês antes da safra (setembro) a braquiária foi fracionada por métodos mecânicos.

### 2.3 Coleta e análise de solo

Após a safra de 2019/2020, amostras de solo foram coletadas nas linhas (L) e entrelinhas (EL) de cultivo nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm em cada parcela experimental. A fim de estabelecer uma comparação entre os efeitos dos tratamentos na

qualidade do solo, após a última safra 2019/2020, foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm de profundidade em uma área de floresta natural (Cerrado) próxima às parcelas experimentais (Tabela 4).

**Tabela 4.** Caracterização de área de Cerrado nativo adjacente à área experimental em Itiquira, MT, Brasil.

	CAMADA	EST C <sub>MOP</sub>	EST C <sub>MOAM</sub>	EST C <sub>TOTAL</sub>
		----- Mg ha <sup>-1</sup> -----		
<b>CERRADO</b>	0-5	7,20	21,88	29,08
	5-10	3,98	17,68	21,66
	10-20	4,85	25,77	30,62
	20-40	5,55	37,63	43,19
	0-40	21,58	102,96	124,55

As amostras de solo foram retiradas da área após 12 anos da implantação do experimento e foram passadas em peneira de 2 mm e secas ao ar para obtenção da terra fina seca ao ar. O fracionamento físico da matéria orgânica do solo foi realizado conforme Cambardella e Elliot (1992), sendo ambas frações, MOP e MOAM, secas em estufa a temperatura de 60 °C até peso constante quando, então, foram maceradas para realização da análise de C presente na fração. Antes da análise do C presente nas frações, as amostras foram pesadas (entre 20 e 30 mg) submetidas à reação com solução 0,1 mol L<sup>-1</sup> de HCl para eliminação do carbono inorgânico (HARRIS, HORWATH & KESSEL, 2001).

A análise de C-MOAM e C-TOTAL foi realizada por meio do analisador automático modelo Series II CHNS/O Analyzer 2400. O C-MOP foi calculado pela diferença entre C-TOTAL e C-MOAM.

Os estoques de C das frações MOP e MOAM e total para cada camada do solo foram calculados com base na equação proposta por Batjes (1996) e adaptada por Souza et al. (2018):

$$Est C = \frac{CO \times Ds \times e}{10} \quad \text{Equação 1.}$$

Em que *Est C* é o estoque de carbono do solo (Mg ha<sup>-1</sup>) *CO* a concentração de C (g kg<sup>-1</sup>), *Ds* a densidade do solo (Mg m<sup>-3</sup>) foi obtida pelo método do anel volumétrico conforme Teixeira et al. (2017) e *e* é a espessura da camada do solo (cm). A *Ds* foi obtida pelo método do anel volumétrico conforme Teixeira et al. (2017) em que os resultados são apresentados na Tabela 5.

Para padronização dos resultados obtidos, o Est C foi corrigido pela massa de solo equivalente conforme proposto por Ellert et al. (2007) pelas seguintes equações:

$$M_{extra} = M_{solo} - M_{ref} \quad \text{Equação 2.}$$

$$Est C_{corrigido} = Est C - M_{extra} \times (CO/1000) \quad \text{Equação 3.}$$

Em que  $M_{extra}$  é a massa de solo sobressalente (Kg) entre a massa de solo da amostra analisada ( $M_{solo}$ ) e a referência adotada ( $M_{ref}$ ). Para este estudo, foi padronizado o tratamento 1 (PCSR) como sendo o solo de referência devido à sua menor densidade (Tabela 5).

**Tabela 5.** Densidade de um Latossolo Vermelho distrófico coletadas nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-40 cm em Itiquira, MT, Brasil.

TRATAMENTO	Densidade			
	----- Mg m <sup>-3</sup> -----			
	0-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	20-40 cm
<b>8</b> <b>PC</b>	1,16	1,16	1,22	1,19
<b>1</b> <b>PCSR</b>	1,07	1,07	1,18	1,16
<b>2</b> <b>SPDS1</b>	1,14	1,14	1,21	1,21
<b>3</b> <b>SPDS2</b>	1,14	1,14	1,22	1,22
<b>7</b> <b>SPDS3</b>	1,22	1,22	1,25	1,23
<b>4</b> <b>SPDR1</b>	1,15	1,15	1,22	1,18
<b>5</b> <b>SPDR2</b>	1,20	1,20	1,22	1,17
<b>6</b> <b>SPDR3</b>	1,12	1,12	1,21	1,21
<b>CERRADO</b>	1,21	1,21	1,13	1,18

Resultados obtidos sem repetições.

Para obtenção dos valores de estoque de carbono totais, C-MOP e C-MOAM para a área do experimento foram considerados os cálculos para a linha e entrelinha, utilizando as equações 4.0 a 4.4:

$$ALp = LL \times CLp \quad \text{Equação 4.}$$

$$ATLp = ALp \times NF \quad \text{Equação 4.1.}$$

$$ATLh = \frac{ATLp \times 10.000 \text{ m}^2}{ATP} \quad \text{Equação 4.2.}$$

$$Est C_{linha corrigido} = Est C_{linha} \times ATLh \quad \text{Equação 4.3.}$$

$$Est C_{entrelinha corrigido} = Est C_{entrelinha} \times (1 - ATLh) \quad \text{Equação 4.4.}$$

Em que  $ALp$  é a área da linha na parcela (m<sup>2</sup>),  $LL$  é a largura da linha estimada (m) padronizada neste estudo em 0,05 m,  $CLp$  é o comprimento da linha na parcela (m),  $ATLp$  é a

área total da linha na parcela ( $m^2$ ),  $NF$  é o número de fileiras (unidade),  $ATLh$  é a área total de linha no hectare (ha) e  $ATP$  é a área total da parcela (ha). Essa ponderação foi realizada para correção dos valores de EST C conforme a contribuição dos teores de C em L e EL.

Os EST  $C_{MOAM}$ , EST  $C_{MOP}$  e EST  $C_{TOTAL}$  foram obtidos por meio da soma dos valores de EST  $C_{linha}$  corrigido e EST  $C_{entrelinha}$  corrigido.

Adicionalmente, foi calculado o nível de saturação de C segundo a Equação 5:

$$NSC = 5,5 + 0,26 \times (S + A) \quad \text{Equação 5.}$$

Onde o  $NSC$  é o nível de saturação de C na fração silte + argila ( $g\ kg^{-1}$ ) e  $S+A$  é o teor de silte + argila.

O cálculo do déficit de saturação de C nos diferentes sistemas de cultivo foi realizado conforme a Equação 6:

$$DSC = \frac{NSC - C}{NSC} \times 100 \quad \text{Equação 6.}$$

Onde o DSC é o déficit de saturação de C (%) e C é o teor de C ( $g\ kg^{-1}$ ) dentro da fração silte + argila (MOAM). Tanto NSC quanto DSC foram calculados conforme proposto por Six et al. (2002a).

## 2.4 Coleta e análise de biomassa seca das plantas

Foram determinados os valores da produção de matéria seca (MS) do milho e da soja e para todas as culturas do sistema, incluindo as plantas de cobertura. Para o milho e a soja o número de plantas por hectare foi obtido na pré-colheita utilizando duas linhas de 5 m ( $4,5\ m^2$ ) em dois pontos representativos por parcela.

As MS da biomassa do milho e da soja foram obtidas colhendo cinco plantas de milho ou soja por parcela. Essas foram colhidas por meio do corte das hastes na superfície do solo, e o caule, folhas, pendão e palha das espigas/vagens foram separados para compor a biomassa do milho e da soja. A biomassa vegetal foi seca em estufa a  $65\ ^\circ C$  até um peso constante e, em seguida, seu respectivo peso seco foi registrado. Os valores obtidos foram convertidos em  $Mg\ ha^{-1}$  de MS e considerando o índice de colheita de 50 % (0,5) para o milho e 40 % para a soja (0,4; BOLINDER et al., 2007).

Para as estimativas de produção de biomassa realizaram-se amostragens na floração do milho e da crotalária, os brotos das plantas foram colhidos em uma área correspondente a  $1\ m^2$  em dois pontos de cada parcela experimental. A colheita das amostras de braquiária foi realizada antes da dessecação (meses de julho/agosto). As amostras foram secas em estufa a  $65$

°C até um peso constante e, em seguida, seu respectivo peso seco foi registrado. Os valores obtidos foram convertidos em Mg ha<sup>-1</sup> de MS para cada planta de cobertura.

Procedeu-se com o cálculo da MS da biomassa de soja e do milho de acordo com a Equação 5:

$$MS = \frac{PMT}{PFPobs} \times PFPmed \quad \text{Equação 7.}$$

Onde *MS* é a produção de matéria seca, *PMT* a produção média de tratamento (kg ha<sup>-1</sup>), *PFPobs* a população final de plantas observada (plantas ha<sup>-1</sup>), *PFPmed* a população final de plantas médias de tratamento com palhada semelhante (plantas ha<sup>-1</sup>).

## 2.5 Análise estatística

Os dados foram submetidos à análise das pressuposições da estatística paramétrica, para normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk (p=0,05) e para homocedasticidade foi utilizado o teste de Levene (p=0,05). Posteriormente, os dados foram submetidos à análise de variância e teste F ao nível de 5 % de probabilidade. As médias dos parâmetros analisados foram comparadas pelo teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade. Os dados de matéria seca foram submetidos ao teste Kruskal-Wallis a 5 % de probabilidade. Todas as análises estatísticas foram realizadas no software R® (R CORE TEAM, 2020).

## 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Estoque de Carbono nas frações da MOS

O EST C<sub>TOTAL</sub> é o retrato geral do C estocado no solo. Houve diferença significativa (p≤0,05) no EST C<sub>TOTAL</sub> para todas camadas (Figura 2). Na camada de 0-5 cm houve grande contraste dos tratamentos sob SPD comparando ao plantio convencional (Figura 2a). Ao analisarmos o EST C<sub>TOTAL</sub> nessa profundidade no SPDS2 (21,77 Mg ha<sup>-1</sup>) a inserção da braquiária em sucessão à soja refletiu em um EST C<sub>TOTAL</sub> 114,32 % maior que PC (10,16 Mg ha<sup>-1</sup>) e 98,80 % (11,73 Mg ha<sup>-1</sup>) maior que PCSR.

Na camada de 5-10 (Figura 2b) cm o SPDS2 apresentou um EST C<sub>TOTAL</sub> de 15,23 Mg ha<sup>-1</sup> e o SPDR3 de 14,39 Mg ha<sup>-1</sup>, ambos foram estatisticamente superiores (p≤0,05) à SPDS1 (11,96 Mg ha<sup>-1</sup>), PCSR (11,25 Mg ha<sup>-1</sup>) e PC (9,95 Mg ha<sup>-1</sup>). Ao analisar a profundidade de 10-20 cm (Figura 2c) o principal contraste se deu entre SPDR3 e PC, sendo que do primeiro para o segundo houve um aumento de 21,05 % no EST C<sub>TOTAL</sub> (p≤0,05). Na profundidade de 20-40

cm tanto SPDR2 (44,37 Mg ha<sup>-1</sup>) quanto SPDR3 (44,32 Mg ha<sup>-1</sup>) tiveram EST C<sub>TOTAL</sub> maior que o cerrado nativo adjacente ( $p \leq 0,05$ ; 43,19 Mg ha<sup>-1</sup>). Nesta mesma camada, o EST C<sub>TOTAL</sub> reduziu e média 24,04 % ao comparar SPDR2 e SPDR3 com PCSR (34,18 Mg ha<sup>-1</sup>) e SPDS1 (33,52 Mg ha<sup>-1</sup>).

O EST C<sub>TOTAL</sub> médio dos tratamentos em SPD na camada de 0-40 cm (Figura 2e) foi de 98,45 Mg ha<sup>-1</sup>, havendo diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre SPD e PC. Os tratamentos de melhor desempenho em estoque de C foram SPDS2, SPDR2 e SPDR3, destacando a utilização de braquiária como planta de cobertura principal e a diversificação de culturas em rotação como fatores determinantes na estocagem de C em solos agrícolas. O EST C<sub>TOTAL</sub> encontrado em SPD representa 79 % do EST C<sub>TOTAL</sub> do cerrado nativo.

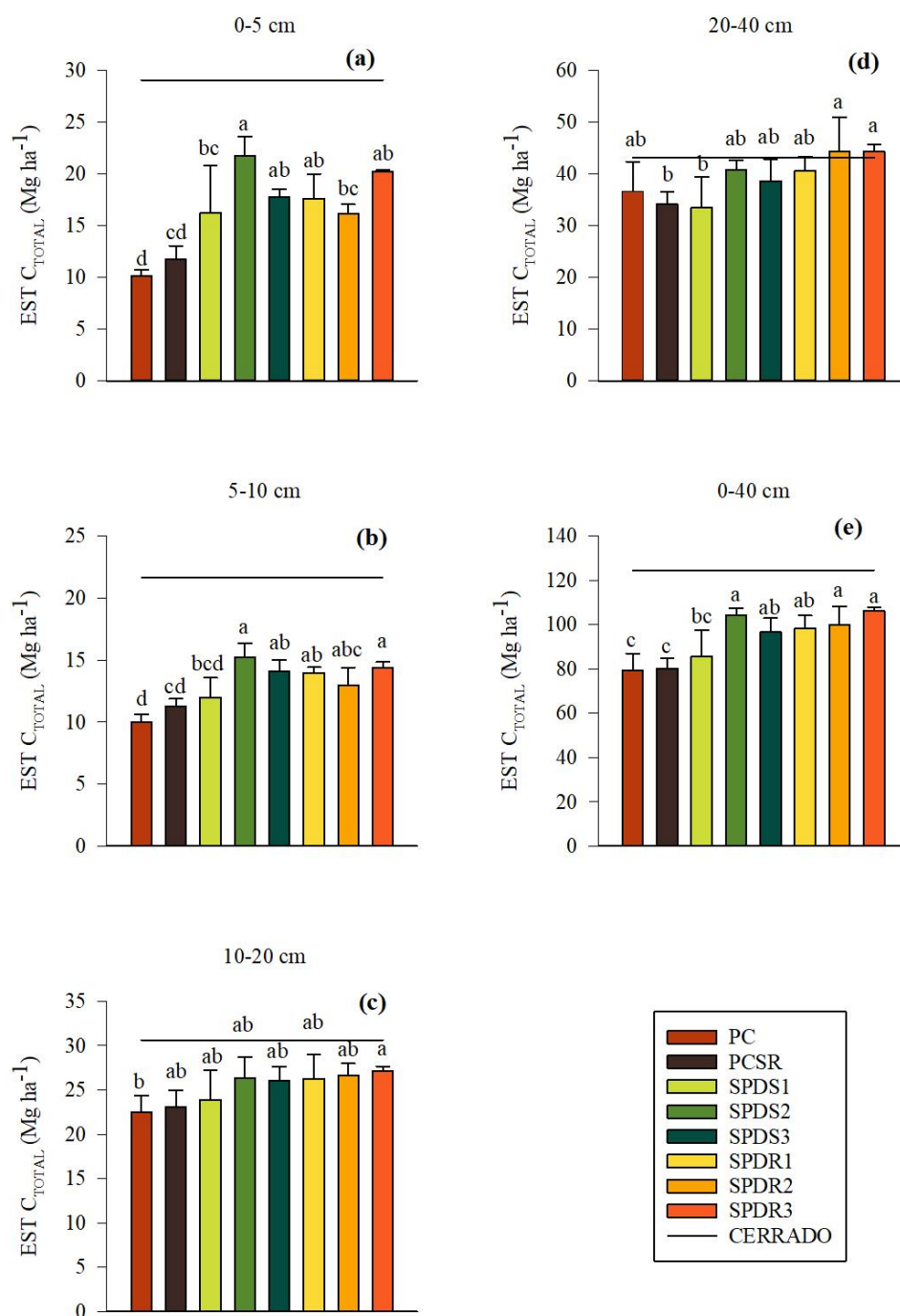
O SPDS1 se destacou negativamente em todas as profundidades e, portanto, no EST C<sub>TOTAL</sub> de 0-40 cm, pois foi o tratamento sob SPD que menos estocou C (Figura 2). O EST C<sub>TOTAL</sub> foi 17,23 % menor na profundidade analisada quando comparado SPDS1 e a média dos tratamentos SPDS2, SPDR2 e SPDR3 ( $p \leq 0,05$ ). Rosolem, Li & Garcia (2016) ao analisarem a camada de 0-10 cm observaram que a inserção de milho no sistema incrementou em 5,24 Mg ha<sup>-1</sup> o EST C<sub>TOTAL</sub> em relação às parcelas que permaneceram em pousio. Em nosso estudo, esse aumento foi de 5,81 Mg ha<sup>-1</sup>, mas não houve diferença significativa ( $p < 0,05$ ) em relação aos tratamentos sob plantio convencional. Silva et al. (2022) observaram que nas áreas estudadas os fluxos de C-CO<sub>2</sub> dos resíduos vegetais durante todo período de avaliação foram baixos quando houve a adição de resíduo de milho. A alta relação C/N, os altos teores de lignina insolúvel e a holocelulose do milho refletiram em retardamento da decomposição do resíduo vegetal, maior emissão de C-CO<sub>2</sub> e decomposição da matéria orgânica nativa, denominado Efeito *priming* (SILVA et al., 2022). Tais constatações podem explicar o desempenho do SPDS1 em estocar C no presente estudo.

Em nossa pesquisa, tanto sistemas de rotação (SPDR1, SPDR2 e SPDR3) quanto de sucessão de culturas (SPDS2 e SPDS3), com exceção do SPDS1, foram mais eficientes em estocar C no solo ( $p \leq 0,05$ ). Quando comparada aos tratamentos sob plantio convencional, a rotação de culturas foi responsável por um aumento médio de 27,26 % no EST C<sub>TOTAL</sub> nos 40 cm analisados. Já os tratamentos SPDS2 e SPDS3, sucessão de culturas, incrementaram em média 25,77 % no EST C<sub>TOTAL</sub> nesta mesma profundidade. O SPDS1 não diferiu estatisticamente de PC e PCSR ( $p > 0,05$ ). Não houve diferença estatística entre sistemas de sucessão e rotação de culturas na camada de 0-40 cm ( $p > 0,05$ ).

Lavallee, Soong & Cotrufo (2020) sintetizam Janzen (2006) e Chenu et al. (2019) quando apresentam que o manejo do estoque de C pode ser realizado de duas formas quando se trata de mitigação das mudanças climáticas, sendo elas referentes ao estoque e funcionalidade do C. Os estudos realizados sobre estoque de C focam no C de longa persistência (C-MOAM), enquanto que para entender a funcionalidade é requerida a avaliação da ciclagem do C no sistema, ou seja, daquela fração da MOS que pode ser acessada pela microbiota (C-MOP).

O estoque de carbono é uma engrenagem importante para o funcionamento de um agroecossistema sustentável. Por meio dele é possível entender a dinâmica dos manejos adotados sobre a resiliência e qualidade do solo. Para isso, no entanto, é necessário que seja avaliado um perfil representativo do solo. Blanco-Canqui et al. (2021) alertam para o fato de que a profundidade da amostragem do solo pode afetar as conclusões sobre os impactos do sistema de cultivo nos estoques de C. Em estudo realizado pelos autores, eles ressaltam que se houvesse analisado apenas a camada de 0-20 cm do solo, as conclusões seriam de que o SPD não acumula mais C que sistemas convencionais.

Em nosso estudo, a avaliação conjunta dos 40 cm de perfil de solo para os estoques em MOP, MOAM e TOTAL foi suficiente para retratar o potencial do SPD como agente de estocagem de C. Cumpre ressaltar que em nossa área de estudo entre 54 e 61 % do EST C<sub>TOTAL</sub> está contido na camada de 0-20 cm.



**Figura 2.** Estoque de carbono total (Mg ha<sup>-1</sup>) nas profundidades de 0-5 (a), 5-10 (b), 10-20 (c), 20-40 (d) e 0-40 cm (e) após 12 anos de experimento sob diferentes sistemas de cultivo em Itiquira, MT.

Cultivo de soja e milho em plantio convencional soja-pousio (PC), plantio convencional sem revolvimento soja-pousio (PCSR), plantio direto em sucessão de culturas soja-milheto (SPDS1), soja-braquiária (SPDS2), soja-milho (SPDS3), plantio direto em rotação de culturas soja-milheto / soja-crotalária / milho+braquiária (SPDR1), soja-crotalária / milho+braquiária / soja-crotalária (SPDR2) e soja-crotalária / soja-milho+braquiária / braquiária (SPDR3). Ressalta-se que as diferentes espessuras das camadas analisadas impactam no valor final do estoque de carbono; médias testadas em Tukey a 5 % de probabilidade.

Além disso, para analisar o estoque de C em SPD é preciso haver entendimento sobre as fases do sistema, sendo elas i) inicial (0-5 anos); ii) transição (5-10 anos); iii) consolidação (10-20 anos) e iv) manutenção (>20 anos) (SÁ et al., 2004). Nessa escala proposta por Sá et al. (2004), a área deste estudo está no início da fase de consolidação (12 anos de implantação) e espera-se que a partir de agora haja maior acúmulo de C no solo e estabilização da densidade. Características que associadas favorecem o estoque de C em maiores profundidades e, por isso, estudos futuros devem analisar as camadas superiores a 40 cm, pois espera-se que o acúmulo de C em grandes profundidades seja mais expressivo a partir desta fase, que é justamente quando se espera a maior contribuição das raízes e exsudatos radiculares na formação da MOS (LAL, 2002; JONES, NGUYEN & FINLAY, 2009). Contudo, o maior armazenamento do C ao longo dos anos de implantação de sistemas mais conservacionistas são altamente dependentes da capacidade daquele solo em estabilizar o C adicionado (SIX et al., 2002a).

Nesta pesquisa, a contribuição de EST  $C_{MOP}$  foi mais contrastante do que EST  $C_{MOAM}$  (Figura 3) quando avaliada a camada de 0-40 cm. O que está em concordância com os efeitos de acúmulo de palhada e aumento da MOS da fase de transição em que o sistema estava (SÁ et al., 2004).

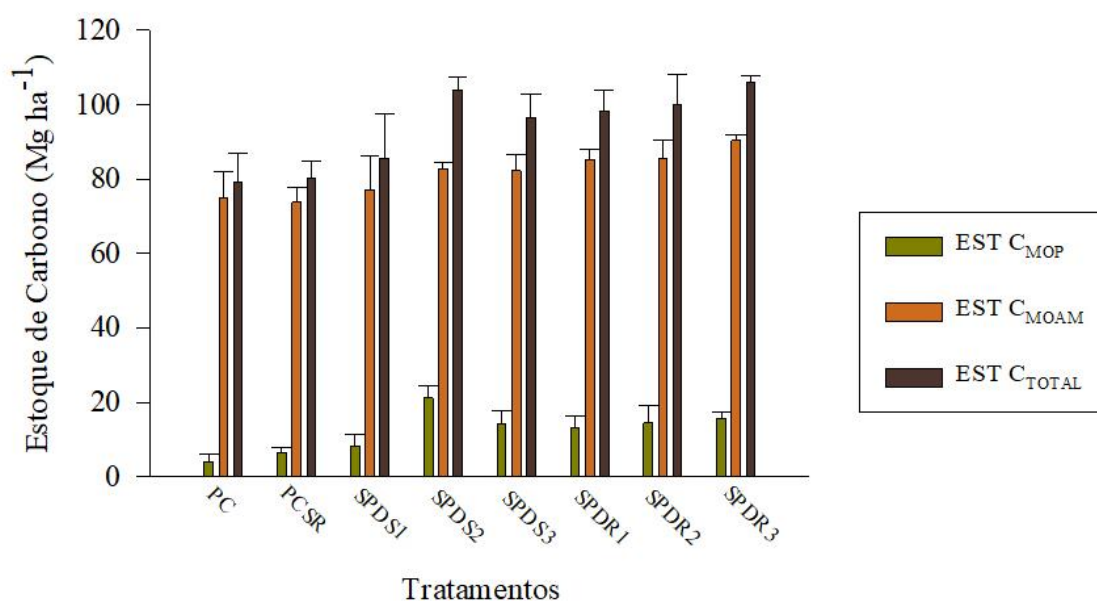
O presente estudo avaliou os estoques das frações da MOS para o entendimento da relação entre mudanças de manejo com estoques de C em MOP e MOAM, uma vez que essas alterações inferem em aumento das entradas de biomassa vegetal e/ou microbiana no solo que podem resultar em aumento do C do solo. Em contrapartida, quando essas alterações favorecem a atividade microbiana a decomposição da MOP pode ser acelerada. Sabendo que a microbiota não é 100 % eficiente em converter MOP em MOAM, isso resultaria em redução no C-TOTAL, portanto, os aumentos potenciais do MOAM não compensariam as perdas de MOP (ROCCI et al., 2021).

Ademais, em nossa área de estudo aproximadamente 87 % do C está estocado na fração associada aos minerais, corroborando com o fato de que a presença de óxidos de Fe e Al em Latossolos constitui a principal forma de estabilização da MOS. Fato possivelmente associado às fortes interações físico-químicas que ocorrem nos complexos organominerais formados (OADES & WATERS, 1991; CONCEIÇÃO, DIECKOW & BAYER, 2013; VELOSO, CECAGNO & BAYER, 2019).

Os sistemas PC e PCSR tiveram 5 % e 8 % do EST  $C_{TOTAL}$  representado pelo EST  $C_{MOP}$ . Tal fato está associado à ineficiência em qualidade e quantidade de aporte de resíduo vegetal nos dois sistemas. Adicionalmente, as operações de revolvimento do solo em PC rompem os

agregados do solo retirando a proteção física do C contido na MOP, favorecendo a sua degradação (MA et al., 2022).

Os tratamentos com maior diversidade de espécies de cobertura (SPDR1, SPDR2 e SPDR3) foram os que tiveram maior contribuição do C da parte aérea para o EST  $C_{TOTAL}$ . Enquanto que os valores consideráveis de EST  $C_{TOTAL}$  para os dois sistemas com uso de gramíneas, braquiária (SPDS2) e milho (SPDS3), podem estar associados à deposição de C via sistema radicular.



**Figura 3.** Comparação entre estoque de carbono na MOP (Mg ha<sup>-1</sup>), estoque de carbono na MOAM (Mg ha<sup>-1</sup>) e estoque de carbono total (Mg ha<sup>-1</sup>) na camada de 0-40 cm de solo após 12 anos de experimento sob diferentes sistemas de cultivo em Itiquira, MT.

Cultivo de soja e milho em plantio convencional soja-pousio (PC), plantio convencional sem revolvimento soja-pousio (PCSR), plantio direto em sucessão de culturas soja-milheto (SPDS1), soja-braquiária (SPDS2), soja-milho (SPDS3), plantio direto em rotação de culturas soja-milheto / soja-crotalária / milho+braquiária (SPDR1), soja-crotalária / milho+braquiária / soja-crotalária (SPDR2) e soja-crotalária / soja-milho+braquiária / braquiária (SPDR3). Ressalta-se que as diferentes espessuras das camadas analisadas impactam no valor final do estoque de carbono; médias testadas em Tukey a 5 % de probabilidade.

A MOP é a fração da MOS mais responsiva às mudanças no sistema de cultivo (plantio direto vs. convencional), de modo que representa uma fração de diagnóstico (CONCEIÇÃO, DIECKOW & BAYER, 2013). O EST  $C_{MOP}$  apresentou diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) entre os tratamentos apenas nas camadas mais superficiais, de 0-5 e 5-10 cm (Figura 4a e 4b).

Na primeira camada, 0-5 cm, a diferença no EST  $C_{MOP}$  entre SPDS2 (9,35 Mg ha<sup>-1</sup>) e PC (0,66 Mg ha<sup>-1</sup>) foi de 14,20 vezes ( $p \leq 0,05$ ). Ainda nessa camada, SPDS2 foi

significativamente ( $p \leq 0,05$ ) superior à SPDS1 (4,30 Mg ha<sup>-1</sup>), SPDR2 (3,92 Mg ha<sup>-1</sup>), PCSR (1,56 Mg ha<sup>-1</sup>) e PC em estocar C-MOP (Figura 4). Para a camada de 5-10 cm o padrão de melhores resultados de EST C<sub>MOP</sub> para SPDS2 (3,38 Mg ha<sup>-1</sup>) foi mantido. Os tratamentos SPDS1 (1,26 Mg ha<sup>-1</sup>), PC (0,69 Mg ha<sup>-1</sup>) e PCSR (0,52 Mg ha<sup>-1</sup>) foram, em média, 75,66 % inferiores na estocagem de C-MOP ( $p \leq 0,05$ ) ao serem comparados com SPDS2 (Figura 4).

Rossi et al. (2012) associam o acúmulo de carbono na MOP com o aporte recorrente e recente de biomassa vegetal sobre o solo, havendo destaque, portanto, para os sistemas com a gramínea *U. ruziziensis*. No presente experimento, o sistema SPDS2 (que utiliza a *U. ruziziensis*) e aqueles com uso de maior diversidade de espécies de cobertura também apresentaram maior EST C<sub>MOP</sub> (Figura 4). Ao comparar o SPDS2 na camada de 0-5 cm com os tratamentos de SPD com diferença significativa (SPDS1, SPDR1 e SPDR2), este foi capaz de estocar 112,41 % a mais de C-MOP que os demais ( $p \leq 0,05$ ). Analisando a camada de 0-40 cm, o cerrado nativo adjacente apresentou EST C<sub>MOP</sub> próximo (21,58 Mg ha<sup>-1</sup>) ao SPDS2 (21,19 Mg ha<sup>-1</sup>).

Ademais, o menor EST C<sub>MOP</sub> em PC e PCSR evidenciam (Figura 4) que o pousio não é prática eficiente na disponibilização de material vegetal para a composição das frações lábeis da MOS. Six et al. (2002a) propôs que a MOP está separada em uma fração grossa e outra fina, sendo que a primeira está presente nos macroagregados do solo. A medida que ocorre a degradação da MOP grossa ela dá origem à MOP fina, que é então protegida no interior dos microagregados. Diante do exposto, o elevado grau de perturbação do solo em PC devido às práticas mecânicas altera a dinâmica de macro e microagregados, expondo a MOP à processos oxidativos (DIECKOW et al., 2005).

A MOP é composta por fragmentos leves pouco decompostos e sua persistência no solo é controlada principalmente por inibição microbiana e enzimática, além de alguma oclusão de curto prazo em agregados (LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020). Devido a essa menor proteção, a MOP é considerada um bom indicador da qualidade do solo para avaliar diferentes tipos de manejo, pois sua decomposição é rapidamente alterada conforme aumento da atividade microbiana e quebra de agregados (ROCCI et al., 2021; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020).

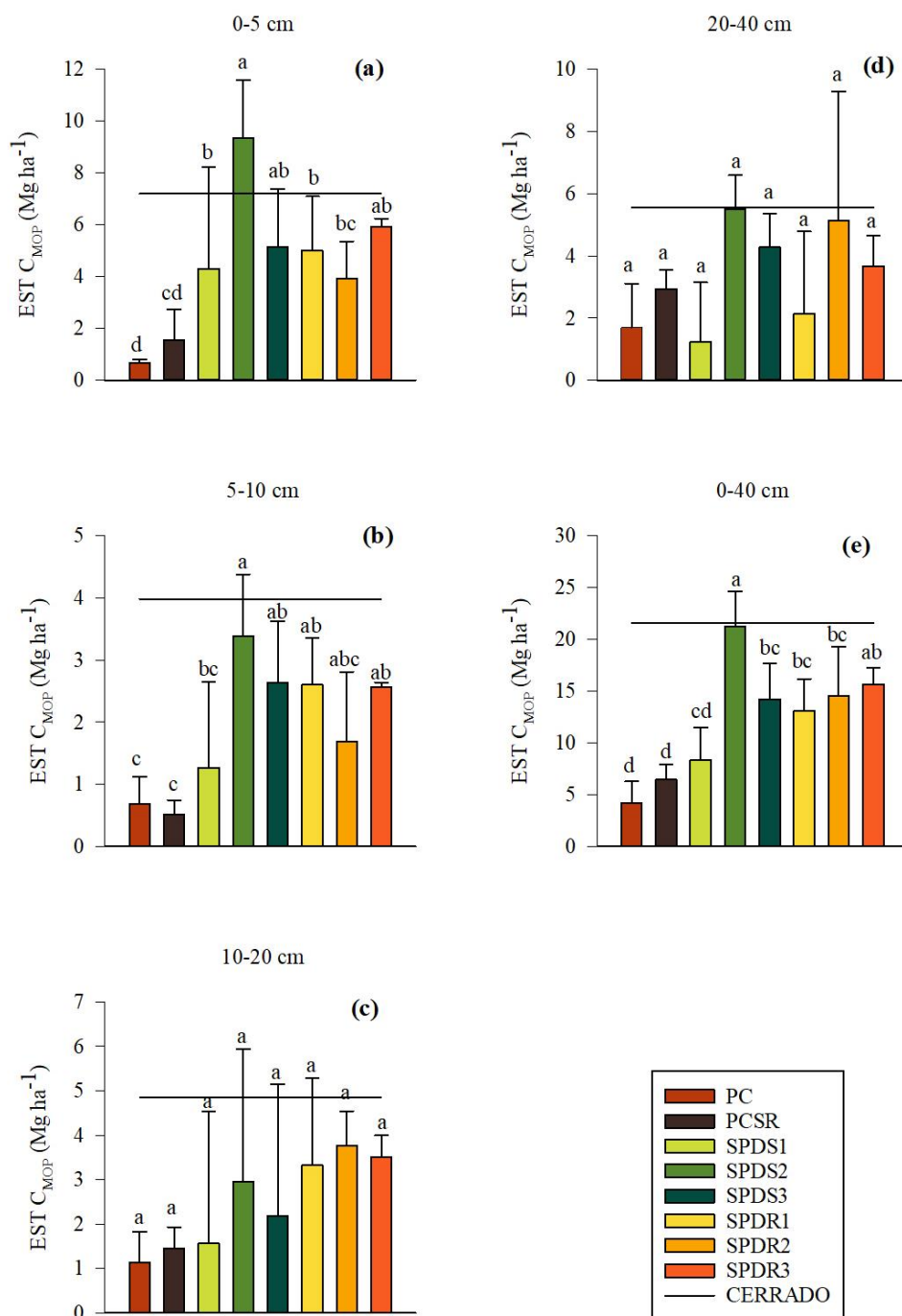
Não houve diferença significativa ( $p > 0,05$ ) entre os tratamentos nas camadas de 10-20 e 20-40 cm (Figura 4c e 4d). Contudo, é válido salientar que a presença de MOP em profundidade é benéfica ao sistema, devido à decomposição da MOP, em partes, dar origem à MOAM, contribuindo para estoque de C mais estável em profundidade. Soma-se à isso, o fato

de que a própria MOP pode ser estocada por maiores períodos de tempo em profundidade, uma vez que a falta de fornecimento de C e/ou a separação espacial de decompositores minimiza sua decomposição (FONTAINE et al., 2007; FIGUEIREDO, RESCK & CARNEIRO, 2010; PRIES et al., 2018; SOKOL, SANDERMAN & BRADFORD, 2018; CHENU et al., 2019; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020). No EST  $C_{MOP}$  o SPDS1 foi o tratamento que, mesmo sob prática conservacionista, mais se assemelhou àqueles sob PC.

Analisando todo perfil estudado (0-40 cm), é possível confirmar a importância da quantidade e qualidade do material vegetal aportado sobre o acúmulo de C na forma particulada. Mesmo tratando-se de uma leguminosa, a crotalária também apresenta certa recalcitrância associada ao maior teor de holocelulose e lignina em sua composição, quando comparada a outras espécies leguminosas (COBO et al., 2002; JENSEN et al., 2005). Dessa forma, a palhada oriunda dessa cultura também tem sua permanência na área favorecida, o que contribuiu para o incremento de C-MOP nos tratamentos em que a cultura foi utilizada (SPDR1, SPDR2 e SPDR3).

Apesar de atribuírem à MOP pouca persistência, esta fração é essencial para o manejo do C lábil e os sistemas de cultivo devem ser adotados de maneira tal que permitam a retirada de C da atmosfera para renovação do C-MOP, acompanhada do aumento líquido do estoque de C no solo (LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020). Em adição a isso, o C-MOP é fundamental para a manutenção da atividade biológica do solo, sendo que esta fração deve ser mantida em quantidades suficientes para suprir as necessidades deste componente. Caso ocorra o contrário, há o favorecimento dos processos de oxidação da MOS resultando em perda de qualidade do solo (CAUSARANO et al., 2008; SALTON et al., 2011).

Tratando-se do EST  $C_{MOAM}$  a diferença significativa ( $p \leq 0,05$ ) foi expressiva entre os tratamentos sob SPD em relação ao PC nas profundidades de 0-5, 5-10 e 20-40 cm (Figura 5). Na primeira camada do solo (0-5 cm) o PC ( $9,50 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) apresentou menor valor ( $p \leq 0,05$ ) de EST  $C_{MOAM}$  (Figura 5a), representando 33,48 % de redução em comparação ao SPDR3 ( $14,28 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). No presente trabalho, sistemas de maior diversidade de culturas de cobertura (SPDR1, SPDR2 e SPDR3) se destacaram em EST  $C_{MOAM}$  na profundidade total analisada (0-40 cm), sendo os responsáveis pela maior estocagem de C associado a minerais ( $p \leq 0,05$ ; Figura 5e).



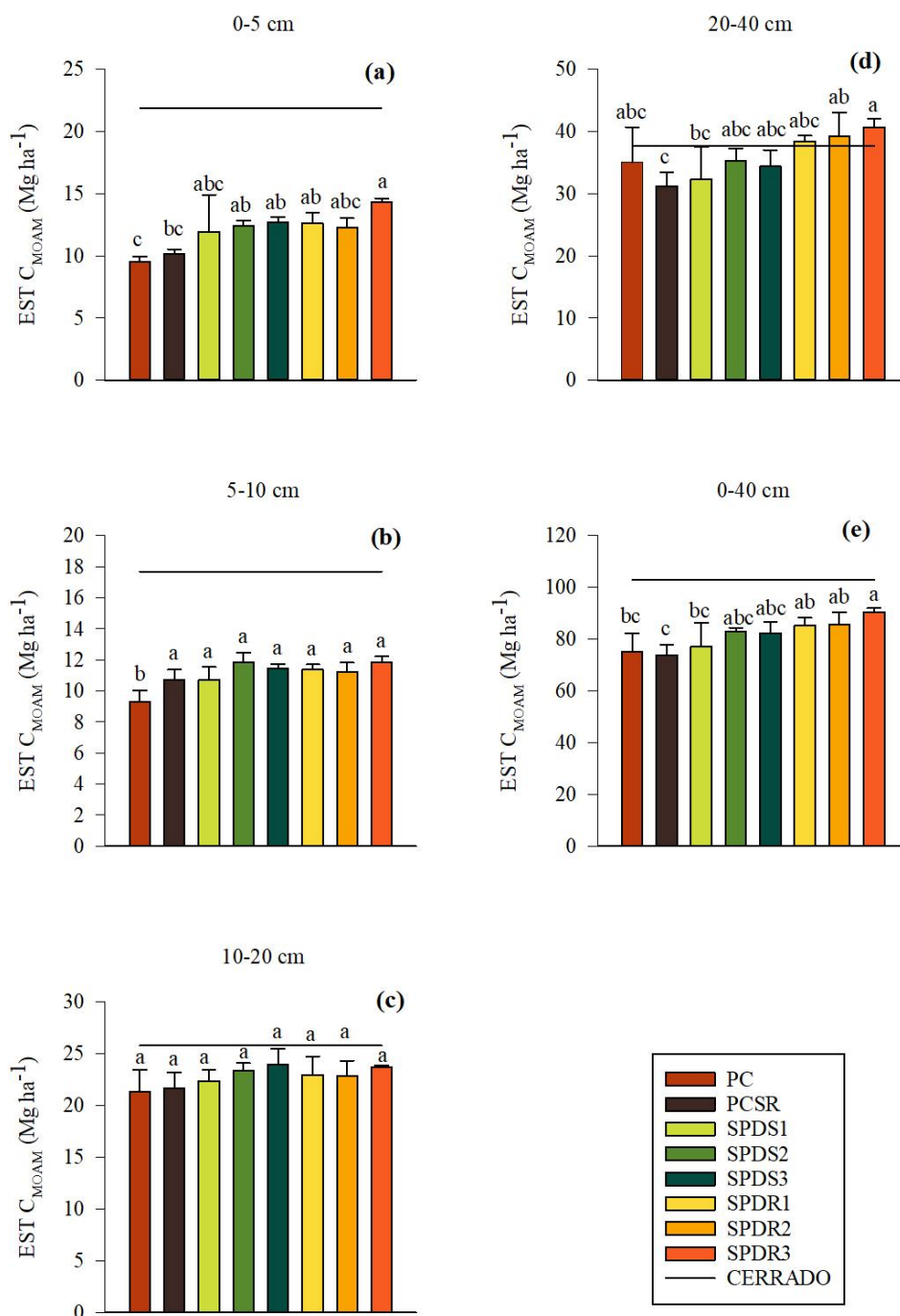
**Figura 4.** Estoque de carbono na matéria orgânica particulada (MOP;  $\text{Mg ha}^{-1}$ ) nas profundidades de 0-5 (a), 5-10 (b), 10-20 (c), 20-40 (d) e 0-40 cm (e) após 12 anos de experimento sob diferentes sistemas de cultivo em Itiquira, MT.

Cultivo de soja e milho em plantio convencional soja-pousio (PC), plantio convencional sem revolvimento soja-pousio (PCSR), plantio direto em sucessão de culturas soja-milheto (SPDS1), soja-braquiária (SPDS2), soja-milho (SPDS3), plantio direto em rotação de culturas soja-milheto / soja-crotalária / milho+braquiária (SPDR1), soja-crotalária / milho+braquiária / soja-crotalária (SPDR2) e soja-crotalária / soja-milho+braquiária / braquiária (SPDR3). Ressalta-se que as diferentes espessuras das camadas analisadas impactam no valor final do estoque de carbono; médias testadas em Tukey a 5 % de probabilidade.

A MOAM é uma fração do C orgânico do solo estabilizada a longo prazo, no entanto, estudos recentes já concluem que ela também pode sofrer alterações de curto prazo devido ao manejo (WOOLF & LEHMANN, 2019; JILLING et al, 2020; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020). Esse fato está associado à quebra das ligações entre minerais e moléculas orgânicas e consequente exposição do C-MOAM à degradação microbológica (MA et al., 2022). No presente trabalho após 12 anos de implementação dos sistemas de produção já se observa um impacto imponente nos sistemas que utilizam SPD e maior diversidade de famílias de plantas.

O estabelecimento de sistemas de cultivo diversificados, baseados em rotação ou consorciação com plantas de diferentes famílias (por exemplo gramíneas e leguminosas), é outra estratégia importante de manejo que deve ser associada ao SPD para obtenção de maiores valores de EST C<sub>MOAM</sub> (CONCEIÇÃO, DIECKOW & BAYER, 2013). No presente trabalho, sistemas de maior diversidade de culturas de cobertura se destacaram em EST C<sub>MOAM</sub>, sendo os responsáveis pela maior estocagem de C associado a minerais na camada total de estudo (0-40 cm) (Figura 5e). Esse maior acúmulo de C-MOAM pode estar relacionado ao maior teor de hemicelulose, menor teor de lignina e baixa relação N/lignina apresentados pela *Urochloa ruziziensis*, relacionando valores de N/lignina abaixo de 2,0 como ideais para o estoque de C no solo. Essas características vinculadas ao extenso sistema radicular da espécie têm favorecido o acúmulo de C em profundidades abaixo de 10 cm (ROSSI et al., 2012; SANTOS et al., 2014; RAMOS et al., 2020; CARVALHO et al., 2022).

Contudo, ainda que o milho seja uma gramínea, o sistema de cultivo da cultura solteira em sucessão com a soja (SPDS1) distanciou dos demais cultivos de SPD em potencial de estocagem de C na MOAM, sendo o tratamento sob SPD com resultados que se aproximaram mais aos dos tratamentos convencionais. No entanto, a inserção do milho como uma das culturas de cobertura de sucessão em um sistema mais diversificado, como o caso SPDR1, possibilitou o aumento dos EST C<sub>MOAM</sub> nos 40 cm analisados (Figura 5). Resultado esse que reforça o quanto a diversificação de cultivos na rotação de culturas pode ser determinante para a manutenção do C no solo (ROSOLEM, LI & GARCIA, 2016; CHAHAL et al., 2020; CARVALHO et al., 2022).



**Figura 5.** Estoque de carbono na matéria orgânica associada aos minerais (MOAM; Mg ha<sup>-1</sup>) nas profundidades de 0-5 (a), 5-10 (b), 10-20 (c), 20-40 (d) e 0-40 cm (e) após 12 anos de experimento sob diferentes sistemas de cultivo em Itiquira, MT.

Cultivo de soja e milho em plantio convencional soja-pousio (PC), plantio convencional sem revolvimento soja-pousio (PCSR), plantio direto em sucessão de culturas soja-milheto (SPDS1), soja-braquiária (SPDS2), soja-milho (SPDS3), plantio direto em rotação de culturas soja-milheto / soja-crotalária / milho+braquiária (SPDR1), soja-crotalária / milho+braquiária / soja-crotalária (SPDR2) e soja-crotalária / soja-milho+braquiária / braquiária (SPDR3). Ressalta-se que as diferentes espessuras das camadas analisadas impactam no valor final do estoque de carbono; médias testadas em Tukey a 5 % de probabilidade.

Além da diversificação de culturas, é importante entender que o aporte de MS aérea e de raízes, a exploração de perfil do solo, bem como a composição de plantas anuais e perenes se distinguem. Diante disso, as gramíneas perenes (braquiárias) promovem maior armazenamento de C no solo e em profundidade quando comparadas com as anuais (milheto) (MAPFUMO et al., 2002).

Beutler et al. (2012) verificaram em Latossolo Vermelho distrófico que o milho precedido pelo milheto originou em maior EST  $C_{MOAM}$  na camada de 10-20 cm. Já para sistemas que incluem a cultura da soja, os autores obtiveram o maior EST  $C_{MOAM}$  quando esta foi cultivada em sucessão a *Urochloa* spp., corroborando com os resultados do presente estudo, em que o maior tempo de permanência da *U. ruziziensis* na área (18 meses) e também a consorciação entre gramíneas e leguminosas favorece o aumento no EST  $C_{MOAM}$  no cerrado (BEUTLER et al., 2012).

Ao comparar o sistema PC com PCSR, é evidenciada a redução significativa do EST  $C_{MOAM}$  na camada de 5-10 cm de solo em PC ( $p \leq 0,05$ ). Nesta camada, o EST  $C_{MOAM}$  foi 13,73 % menor em PC quando comparado ao PCSR. Esse resultado evidencia o fato de que, mesmo sob condições edafoclimáticas similares, o revolvimento do solo atua expondo a MOS à processos de decomposição.

### **3.2 Déficit de saturação de carbono (DSC) no solo e acúmulo de matéria seca**

A saturação de C representa a capacidade do solo de estabilização do C adicionado, ou seja, reflete o nível superior de armazenamento do C ou limite de saturação de acordo com o nível de adição de resíduos (STEWART et al., 2008). Assim, o DSC representa o quanto o solo ainda pode reter de C. Em nosso estudo, apenas na camada de 10-20 cm não houve diferença estatística ( $p > 0,05$ ) no DSC (Figura 6).

Nas camadas de 0-5, 5-10 e 20-40 cm, os maiores valores de DSC são encontrados para os tratamentos de cultivo convencional (PC e PCSR), fato explicado pela baixa eficiência desse sistema em estocar C-MOAM (Figura 5).

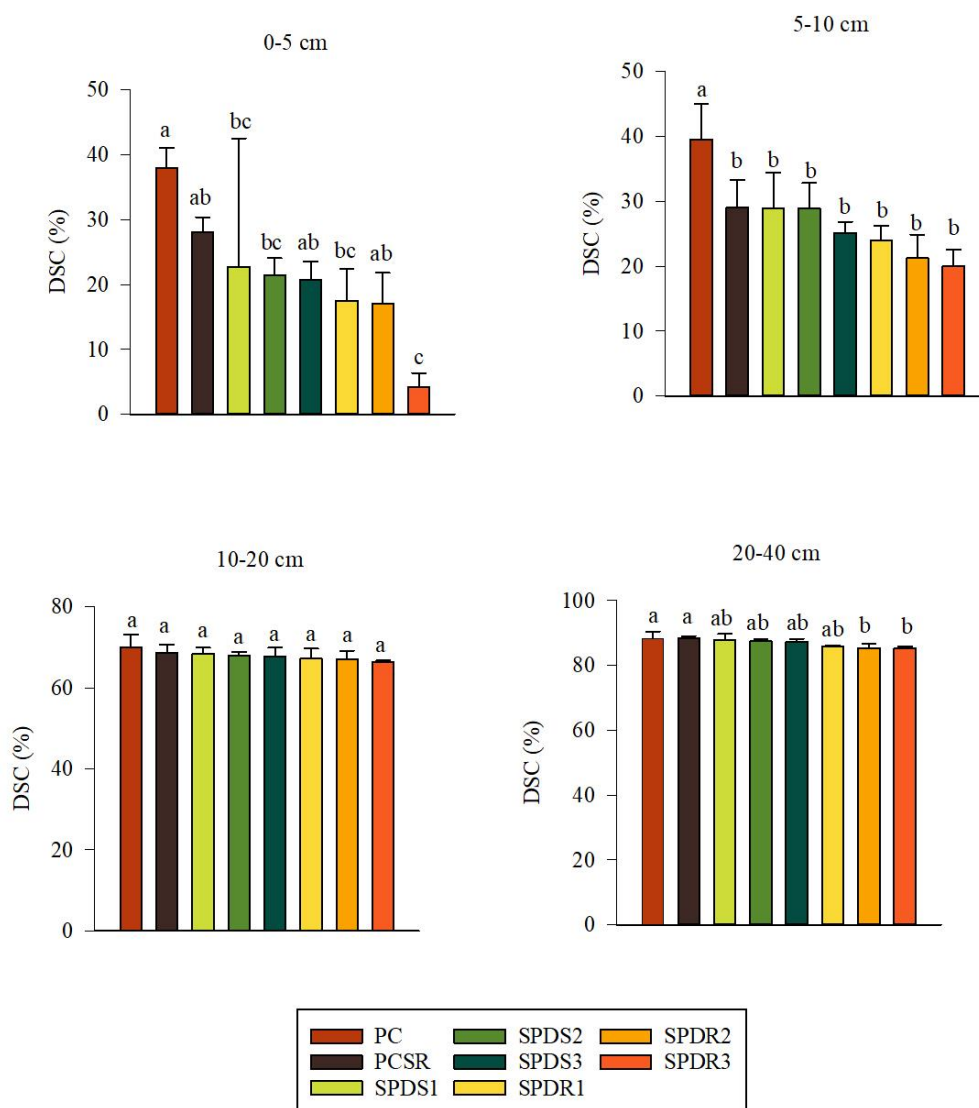
O maior DSC em PC (37,98 %) na profundidade de 0-5 cm (Figura 6a) demonstra a menor eficiência da estocagem de C-MOAM deste sistema, sendo que deste para o SPDR3 (4,21 %) a redução de DSC foi de 9,01 vezes. Na camada de 5-10 cm, PC (39,53 %) diferiu estatisticamente ( $p \leq 0,05$ ) de todos os outros tratamentos. Este resultado corrobora com a hipótese de que o revolvimento do solo, ao realizar a quebra de agregados e expor a MOS a processos de degradação, reflete em redução do acúmulo de C (BRIEDIS et al., 2016).

Em SPD, a saturação por C é mais acentuada nas camadas mais superficiais do solo devido à inputs constantes de material orgânico. Apesar disso, pode ocorrer em qualquer profundidade, mas em camadas mais profundas está mais associada a rizodeposição e processos de bioturbação (SPOSITO, 2008; RODRIGUES et al., 2022a). O processo de saturação de C do solo é influenciado pelo manejo, relacionando-se aos inputs de C oriundos de parte aérea vegetal, raízes e outras fontes de C orgânico, pela quantidade finita de área de superfície específica, tratando-se da mineralogia (2:1 vs 1:1) e como esta contribui para a proteção físico-química da MOS (SIX et al., 2002b; SPOSITO, 2008, RODRIGUES et al., 2022a).

Em solos tropicais e subtropicais a presença óxidos de Fe e Al na fração argila conferem grande capacidade de estabilizar o C por meio de complexos organominerais (BRIEDIS et al., 2016; RODRIGUES et al., 2022b). Por isso, quando se compara diferentes classes de solo, como Latossolos com Argissolos, espera-se uma redução no ponto de saturação por C do primeiro para o segundo, justamente pela menor disponibilidade de superfícies reativas em Argissolos e, conseqüentemente, menor proteção da MOS (CONCEIÇÃO, DIECKOW & BAYER, 2013; VELOSO, CECAGNO & BAYER, 2019; RODRIGUES et al., 2022b).

No entanto, as condições de temperatura e umidade observadas em regiões tropicais e subtropicais também atuam na aceleração das taxas de decomposição contribuindo para menor estabilidade da MOS sob estas circunstâncias (SIX et al., 2002a). De modo geral, espera-se que os resultados deste estudo sejam representativos para Latossolos Vermelhos distróficos.

Os déficits de saturação positivos em todas as camadas estudadas (Figura 6) demonstram que as áreas agrícolas no cerrado brasileiro possuem grande potencial de retenção do C adicionado, corroborando com Briedis et al. (2016). Para que esse potencial de estoque de C seja aproveitado, é necessário que haja inputs suficientes, Bayer et al. (2006a) salientam que são necessárias, em média, de 8 a 12 Mg ha<sup>-1</sup> de MS anualmente no SPD para manter a demanda da atividade biológica do solo e melhorar as condições biológica, física e química dos solos brasileiros.



**Figura 6.** Déficit de saturação de carbono (DSC; %) nas profundidades de 0-5 (a), 5-10 (b), 10-20 (c), 20-40 (d) e 0-40 cm (e) após 12 anos de experimento sob diferentes sistemas de cultivo em Itiquira, MT.

Cultivo de soja e milho em plantio convencional soja-pousio (PC), plantio convencional sem revolvimento soja-pousio (PCSR), plantio direto em sucessão de culturas soja-milheto (SPDS1), soja-braquiária (SPDS2), soja-milho (SPDS3), plantio direto em rotação de culturas soja-milheto / soja-crotalária / milho+braquiária (SPDR1), soja-crotalária / milho+braquiária / soja-crotalária (SPDR2) e soja-crotalária / soja-milho+braquiária / braquiária (SPDR3). Ressalta-se que as diferentes espessuras das camadas analisadas impactam no valor final do estoque de carbono; médias testadas em Tukey a 5 % de probabilidade.

Quando a MS é analisada dentro de sistemas diversos de rotação de culturas é possível observar um incremento significativo de material vegetal (Figura 7). A associação do somatório das MS das diferentes culturas e a ausência de revolvimento do solo favorece o aumento do

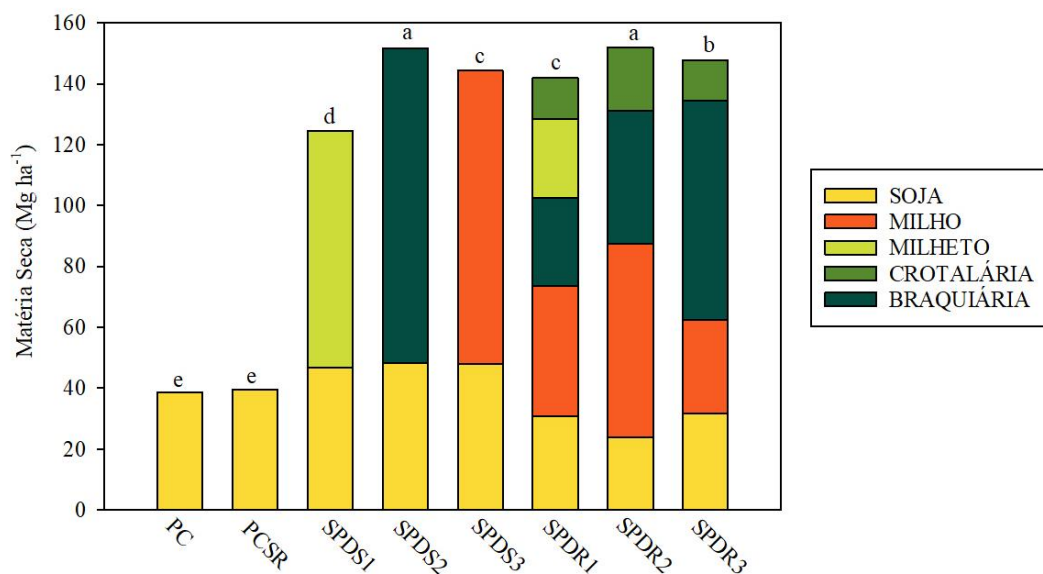
teor de MOS no solo, gerando acréscimo na produtividade (DENARDIN et al., 2019). Como é o caso da adição de leguminosas que realizam FBN e possibilitam altas produtividades ao milho sem necessidade de adubação nitrogenada (ADEUX et al., 2021).

As diferentes espécies cultivadas apresentam distintas composições da parte aérea, radicular e também das rizodeposições, que somadas inferem em diferentes labilidades do material. Desse modo, a diversidade de espécies vegetais resulta em diferentes populações microbianas atrelada às características das fontes energéticas disponíveis (BAUMERT et al., 2018).

Estas populações, por sua vez, ao realizarem seus processos metabólicos, dão origem a produtos que são fonte vital para a formação da MOAM. Contudo, a microbiota pode agir contra a estabilização do C-MOAM realizando a decomposição e mineralização da MOS nativa devido a condições de estresse. Portanto, a dinâmica das populações microbianas tem relação direta com o nível de saturação de C dos solos (BAUMERT et al., 2018; MA et al., 2022).

Como observado neste estudo e corroborado com a literatura, a saturação por C é um processo lento e é altamente influenciada pelo manejo adotado e também pelas características mineralógicas e de fertilidade do solo. Esses fatores levam à ocorrência de diferenças de estabilização do C em solos com diferentes graus de intemperismo (BRIEDIS et al., 2016). Outro fator está associado ao tipo de MOS predominante no solo, uma vez que a MOAM, por depender de superfícies reativas para ser formada, pode ser saturada, enquanto que a MOP não foi associada a nenhum tipo de saturação de C (BRIEDIS et al., 2018; LAVALLEE, SOONG & COTRUFO, 2020). De modo que prezar apenas pelo acúmulo de C em formas mais estáveis (MOAM) não é a solução para obtenção de solos enriquecidos pelo elemento.

Ademais, é indispensável destacar o papel da correta escolha e associação das plantas de cobertura utilizadas em SPD. Em solos tropicais as culturas de cobertura que possuem capacidade de explorar grandes volumes do perfil do solo e produzir alta taxa de matéria seca da parte aérea devem ser priorizadas, visando o estoque de C (ROSOLEM, LI & GARCIA, 2016).



**Figura 7.** Aporte de matéria seca de parte aérea acumulada em 12 anos de experimento (Mg ha<sup>-1</sup>) sob diferentes sistemas de cultivo em Itiquira, MT.

Cultivo de soja e milho em plantio convencional soja-pousio (PC), plantio convencional sem revolvimento soja-pousio (PCSR), plantio direto em sucessão de culturas soja-milheto (SPDS1), soja-braquiária (SPDS2), soja-milho (SPDS3), plantio direto em rotação de culturas soja-milheto / soja-crotalária / milho+braquiária (SPDR1), soja-crotalária / milho+braquiária / soja-crotalária (SPDR2) e soja-crotalária / soja-milho+braquiária / braquiária (SPDR3). Ressalta-se que as diferentes espessuras das camadas analisadas impactam no valor final do estoque de carbono; médias testadas em Kruskal-Wallis a 5 % de probabilidade.

#### **4 CONCLUSÃO**

A adoção do sistema de plantio direto atendendo às suas três premissas: rotação de culturas, cobertura do solo e o não revolvimento, oferece condições de incremento de estoque de carbono total, na matéria orgânica particulada e na matéria orgânica associada aos minerais quando comparados aos sistemas de cultivo convencionais.

O déficit de saturação de carbono indica que solos do bioma Cerrado manejados sob sistema de plantio direto são sumidouros de carbono. Entretanto ainda apresentam capacidade de continuar estocando C nos solos.

O uso do milheto em sucessão com a soja em sistema de plantio direto apresentou estoque de carbono similar ao cultivo convencional da granífera, distanciando-se negativamente dos demais tratamentos de semeadura direta

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADEUX, G.; CORDEAU, S.; ANTICHI, D.; CARLESI, S.; MAZZONCINI, M.; MUNIER-JOLAIN, N.; BARBERI, P. (2021). Cover crops promote crop productivity but do not enhance weed management in tillage-based cropping systems. *European Journal of Agronomy*, 123, 126221.
- AHMED, E. & HOLMSTRÖM, S. J. (2014). Siderophores in environmental research: roles and applications. *Microbial biotechnology*, 7(3), 196-208.
- ALVARENGA, R. C.; CABEZAS, W. A. L.; CRUZ, J. C.; SANTANA, D. P. (2001). Plantas de cobertura de solo para sistema plantio direto. *Informe Agropecuário*, Belo Horizonte, 22(208), p. 25-36.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M.; SPAROVEK, G. (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische zeitschrift*, 22(6), 711-728.
- AMADO, T. J. C. (2003). *Matéria orgânica do solo no sistema plantio direto: a experiência do Rio Grande do Sul*.
- ANDRIOLI, I. & PRADO, R. M. (2012). Plantas de cobertura em pré-safra e adubação nitrogenada na fertilidade do solo em diferentes camadas, cultivado com milho em sistema de plantio direto e convencional. *Semina: Ciências Agrárias*, Londrina, 33(3), p. 963-978.
- BAUMERT, V. L.; VASILYEVA, N. A.; VLADIMIROV, A. A.; MEIER, I. C.; KÖGEL-KNABNER, I.; MUELLER, C. W. (2018). Root exudates induce soil macroaggregation facilitated by fungi in subsoil. *Frontiers in Environmental Science*, 6, 140.
- BAYER, C.; LOVATO, T.; DIECKOW, J.; ZANATTA, J. A.; MIELNICZUK, J. (2006a). A method for estimating coefficients of soil organic matter dynamics based on long-term experiments. *Soil and Tillage Research*, 91(1-2), 217-226.
- BAYER, C.; MARTIN-NETO, L.; MIELNICZUK, J.; PAVINATO, A.; DIECKOW, J. (2006b). Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil and tillage research*, 86(2), 237-245.
- BESSEN, M. R.; RIBEIRO, R. H.; MONTEIRO, A. N. T. R.; IWASAKI, G. S.; PIVA, J. T. (2018). Práticas conservacionistas do solo e emissão de gases do efeito estufa no Brasil. *Scientia Agropecuaria*, 9(3), 429-439.

- BEUTLER, S. J.; PEREIRA, M. G.; LOSS, A.; TORRES, J. L. R. (2012). Granulometric and humic fractions carbon stocks of soil organic matter under no-tillage system in Uberaba, Brazil. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 15(1), 1-13.
- BLANCO-CANQUI, H.; SHAPIRO, C.; JASA, P.; IQBAL, J. (2021). No-till and carbon stocks: is deep soil sampling necessary? Insights from long-term experiments. *Soil and Tillage Research*, 206, 104840.
- BOLINDER, M. A.; JANZEN, H. H.; GREGORICH, E. G.; ANGERS, D. A.; VANDENBYGAART, A. J. (2007). An approach for estimating net primary productivity and annual carbon inputs to soil for common agricultural crops in Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 118(1-4), 29-42.
- BOSSIO, D. A.; COOK-PATTON, S. C.; ELLIS, P. W.; FARGIONE, J.; SANDERMAN, J.; SMITH, P.; GRISCOM, B. W. (2020). The role of soil carbon in natural climate solutions. *Nature Sustainability*, 3(5), 391-398.
- BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; OLIVEIRA FERREIRA, A.; FRANCHINI, J. C.; ... DOS SANTOS, J. Z. (2016). Can highly weathered soils under conservation agriculture be C saturated?. *Catena*, 147, 638-649.
- BRIEDIS, C.; SÁ, J. C. M.; LAL, R.; TIVET, F.; FRANCHINI, J. C.; OLIVEIRA FERREIRA, A.; ... GONÇALVES, D. R. P. (2018). How does no-till deliver carbon stabilization and saturation in highly weathered soils?. *Catena*, 163, 13-23.
- CAMBARDELLA, C. A. & ELLIOTT, E. T. (1992). Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56: 777-783.
- CARVALHO, A. M.; RIBEIRO, L. R. P.; MARCHÃO, R. L.; OLIVEIRA, A. D.; PULROLNIK, K.; FIGUEIREDO, C. C. (2022). Chemical composition of cover crops and soil organic matter pools in no-tillage systems in the Cerrado. *Soil Use and Management*, 38(1), 940-952.
- CAUSARANO, H. J.; FRANZLUEBBERS, A. J.; SHAW, J. N.; REEVES, D. W.; RAPER, R. L.; WOOD, C. W. (2008). Soil organic carbon fractions and aggregation in the Southern Piedmont and Coastal Plain. *Soil Science Society of America Journal*, 72(1), 221-230.
- CHAHAL, I.; VYN, R. J.; MAYERS, D.; VAN EERD, L. L. (2020). Cumulative impact of cover crops on soil carbon sequestration and profitability in a temperate humid climate. *Scientific Reports*, 10(1), 13381.

- CHENU, C.; ANGERS, D. A.; BARRÉ, P.; DERRIEN, D.; ARROUAYS, D.; BALESSENT, J. (2019). Increasing organic stocks in agricultural soils: Knowledge gaps and potential innovations. *Soil and Tillage Research*, 188, 41-52.
- CIAIS, P.; SABINE, C.; BALA, G.; BOPP, L.; BROVKIN, V.; CANADELL, J.; ... THORNTON, P. (2014). Carbon and other biogeochemical cycles. In *Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 465-570). Cambridge University Press.
- COBO, J. G.; BARRIOS, E.; KASS, D. C. L.; THOMAS, R. J. (2002). Decomposition and nutrient release by green manures in a tropical hillside agroecosystem. *Plant and soil*, 240, 331-342.
- CONANT, R. T.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K.; SWAN, A.; WILLIAMS, S. (2007). Impacts of periodic tillage on soil C stocks: A synthesis. *Soil and Tillage Research*, 95(1-2), 1-10.
- CONCEIÇÃO, P. C.; DIECKOW, J. & BAYER, C. (2013). Combined role of no-tillage and cropping systems in soil carbon stocks and stabilization. *Soil and Tillage Research*, 129, 40-47.
- COOPER, J.; BARANSKI, M.; STEWART, G.; NOBEL-DE LANGE, M.; BÀRBERI, P.; FLIEßBACH, A.; ... MÄDER, P. (2016). Shallow non-inversion tillage in organic farming maintains crop yields and increases soil C stocks: a meta-analysis. *Agronomy for sustainable development*, 36, 1-20.
- COSTA, N. R.; ANDREOTTI, M.; ULIAN, N. A.; COSTA, B. S.; PARIZ, C. M.; TEIXEIRA FILHO, M. C. M. (2015). Acúmulo de nutrientes e tempo de decomposição da palhada de espécies forrageiras em função de épocas de semeadura. *Bioscience Journal*, Uberlândia, 31(3), p. 818-829.
- COTRUFO, M. F.; RANALLI, M. G.; HADDIX, M. L.; SIX, J.; LUGATO, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12(12), 989-994.
- DENARDIN, L. G. D. O.; CARMONA, F. D. C.; VELOSO, M. G.; MARTINS, A. P.; FREITAS, T. F. S.; CARLOS, F. S.; ... ANGHINONI, I. (2019). No-tillage increases irrigated rice yield through soil quality improvement along time. *Soil and Tillage Research*, 186, 64-69.

- DERPSCH, R.; FRANZLUEBBERS, A. J.; DUIKER, S. W.; REICOSKY, D. C.; KOELLER, K.; FRIEDRICH, T.; WEISS, K. (2014). Why do we need to standardize no-tillage research?. *Soil and Tillage Research*, 137, 16-22.
- DIEKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D. P.; KÖGEL-KNABNER, I. (2005). Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. *Soil and Tillage Research*, 81(1), 87-95.
- DYNARSKI, K. A.; BOSSIO, D. A. & SCOW, K. M. (2020). Dynamic stability of soil carbon: Reassessing the “permanence” of soil carbon sequestration. *Frontiers in Environmental Science*, 8, 514701.
- ELLERT, B. H.; JANZEN, H. H.; VANDENBYGAART, A. J.; BREMER, E. (2007). Measuring change in soil organic carbon storage. *Soil sampling and methods of analysis*, 25-38.
- FEBRAPDP – Federação Brasileira do Sistema Plantio Direto. (2022a). Evolução da área sob Plantio Direto no Brasil. Disponível em: <<https://febrapdp.org.br/download/14588evolucao-pd-no-bbrazil-2021-jpg.jpg>>. Acesso em 15 de abril de 2022.
- FEBRAPDP – Federação Brasileira do Sistema Plantio Direto. (2022b). O que é Sistema Plantio Direto? Disponível em: <<https://febrapdp.org.br/sistema-plantio-direto-o-que-e>>. Acesso em 15 de abril de 2022.
- FERNANDES, C. H. S.; TEJO, D. P. & ARRUDA, K. M. A. (2019). Desenvolvimento do Sistema Plantio Direto no Brasil: Histórico, Implantação e Culturas Utilizadas. *UNICIÊNCIAS*, v. 23, n. 2, p.83-88.
- FIGUEIREDO, C. C.; RESCK, D. V. S. & CARNEIRO, M. A. C. (2010). Labile and stable fractions of soil organic matter under management systems and native cerrado. *R. Bras. Ci. Solo*, 34:907-916.
- FONTAINE, S.; BAROT, S.; BARRÉ, P.; BDIQUI, N.; MARY, B.; RUMPEL, C. (2007). Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature*, 450(7167), 277-280.
- FUSS, S.; LAMB, W. F.; CALLAGHAN, M. W.; HILAIRE, J.; CREUTZIG, F.; AMANN, T.; MINX, J. C. (2018). Negative emissions—Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters*, 13(6), 063002.

- HARRIS, D.; HORWATH, W. R. & KESSEL, C. (2001). Acid fumigation of soils to remove carbonates prior to total organic carbon or carbon-13 isotopic analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 65, 1853–1856.
- JANZEN, H. H. (2006). The soil carbon dilemma: shall we hoard it or use it?. *Soil Biology and Biochemistry*, 38(3), 419-424.
- JASTROW, J. D.; MILLER, R. M. & BOUTTON, T. W. (1996). Carbon dynamics of aggregate-associated organic matter estimated by carbon-13 natural abundance. *Soil Science Society of America Journal*, 60(3), 801-807.
- JENSEN, L. S.; SALO, T.; PALMASON, F.; BRELAND, T. A.; HENRIKSEN, T. M.; STENBERG, B.; ... ESALA, M. (2005). Influence of biochemical quality on C and N mineralisation from a broad variety of plant materials in soil. *Plant and Soil*, 273, 307-326.
- JILLING, A.; KANE, D.; WILLIAMS, A.; YANNARELL, A. C.; DAVIS, A.; JORDAN, N. R.; ... GRANDY, A. S. (2020). Rapid and distinct responses of particulate and mineral-associated organic nitrogen to conservation tillage and cover crops. *Geoderma*, 359, 114001.
- JONES, D. L.; NGUYEN, C. & FINLAY, R. D. (2009). Carbon flow in the rhizosphere: carbon trading at the soil–root interface. *Plant and Soil*, v. 321, p. 5-33.
- KEILUWEIT, M.; BOUGOURE, J. J.; NICO, P. S.; PETT-RIDGE, J.; WEBER, P. K.; KLEBER, M. (2015). Mineral protection of soil carbon counteracted by root exudates. *Nature Climate Change*, 5(6), 588-595.
- KLEBER, M.; NICO, P. S.; PLANTE, A.; FILLEY, T.; KRAMER, M.; SWANSTON, C.; SOLLINS, P. (2011). Old and stable soil organic matter is not necessarily chemically recalcitrant: implications for modeling concepts and temperature sensitivity. *Global change biology*, 17(2), 1097-1107.
- KÖGEL-KNABNER, I.; GUGGENBERGER, G.; KLEBER, M.; KANDELER, E.; KALBITZ, K.; SCHEU, S.; ... LEINWEBER, P. (2008). Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171, 61–82.
- KÖPPEN, W. (1900). Versuch einer Klassifikation der Klimate, vorzugsweise nach ihren Beziehungen zur Pflanzenwelt. *Geographische Zeitschrift*, 6(11. H), 593-611.
- LAL, R. (2002). Soil carbon dynamics in cropland and rangeland. *Environmental pollution*, 116(3), 353-362.

- LAL, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1-2), 1-22.
- LAL, R. (2016). Soil health and carbon management. *Food and Energy Security*, 5(4), 212-222.
- LAVALLEE, J. M.; SOONG, J. L. & COTRUFO, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261-273.
- LEHMANN, J. & KLEBER, M. (2015). The contentious nature of soil organic matter. *Nature*, 528(7580), 60-68.
- LI, F.; KOOPAL, L. & TAN, W. (2018). Roles of different types of oxalate surface complexes in dissolution process of ferrihydrite aggregates. *Scientific Reports*, 8(1), 2060.
- MA, W.; TANG, S.; DENGZENG, Z.; ZHANG, D.; ZHANG, T.; MA, X. (2022). Root exudates contribute to belowground ecosystem hotspots: A review. *Frontiers in Microbiology*, 13.
- MAPFUMO, E.; NAETH, M. A.; BARON, V. S.; DICK, A. C.; CHANASYK, D. S. (2002). Grazing impacts on litter and roots: perennial versus annual grasses. *Rangeland Ecology & Management/Journal of Range Management Archives*, 55(1), 16-22.
- MINASNY, B.; MALONE, B. P.; MCBRATNEY, A. B.; ANGERS, D. A.; ARROUAYS, D.; CHAMBERS, A.; ... WINOWIECKI, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59-86.
- OADES, J. M. & WATERS, A. G. (1991). Aggregate hierarchy in soils. *Soil Research*, 29(6), 815-828.
- OLDFIELD, E. E.; BRADFORD, M. A. & WOOD, S. A. (2019). Global meta-analysis of the relationship between soil organic matter and crop yields. *Soil*, 5(1), 15-32.
- OOST, K. V.; QUINE, T. A.; GOVERS, G.; GRYZE, S.; SIX, J.; HARDEN, J. W.; ... MERCKX, R. (2007). The impact of agricultural soil erosion on the global carbon cycle. *Science*, 318(5850), 626-629.
- PAUSTIAN, K. A. O. J. H.; ANDREN, O.; JANZEN, H. H.; LAL, R.; SMITH, P.; TIAN, G.; ... WOOMER, P. L. (1997). Agricultural soils as a sink to mitigate CO<sub>2</sub> emissions. *Soil use and management*, 13, 230-244.
- PILLON, C. N.; SANTOS, D. C. D.; LIMA, C. L. R. D.; ANTUNES, L. O. (2011). Carbono e nitrogênio de um Argissolo Vermelho sob floresta, pastagem e mata nativa. *Ciência Rural*, 41, 447-453.

- POEPLAU, C.; DON, A.; SIX, J.; KAISER, M.; BENBI, D.; CHENU, C.; ... NIEDER, R. (2018). Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – A comprehensive method comparison. *Soil Biology & Biochemistry*, 125, 10–26.
- PRIES, C. E. H.; SULMAN, B. N.; WEST, C.; O'NEILL, C.; POPPLETON, E.; PORRAS, R. C.; ... TORN, M. S. (2018). Root litter decomposition slows with soil depth. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, 103-114.
- RAMOS, M. L. G.; SILVA, V. G. D.; CARVALHO, A. M. D.; MALAQUIAS, J. V.; OLIVEIRA, A. D. D.; SOUSA, T. R. D.; SILVA, S. B. (2020). Carbon fractions in soil under no-tillage corn and cover crops in the Brazilian Cerrado. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 55.
- RASMUSSEN, C.; TORN, M. S. & SOUTHARD, R. J. (2005). Mineral assemblage and aggregates control carbon dynamics in a California conifer forest. *Soil Science Society of America Journal*, 69(6), 1711-1721.
- R CORE TEAM. (2020). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical.
- ROCCI, K. S.; LAVALLEE, J. M.; STEWART, C. E.; COTRUFO, M. F. (2021). Soil organic carbon response to global environmental change depends on its distribution between mineral-associated and particulate organic matter: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 793, 148569.
- RODRIGUES, L. A. T.; DIECKOW, J.; GIACOMINI, S.; OTTONELLI, A. S.; ZORZO, G. P. P.; BAYER, C. (2022a). Carbon sequestration capacity in no-till soil decreases in the long-term due to saturation of fine silt plus clay-size fraction. *Geoderma*, 412, 115711.
- RODRIGUES, L. A. T.; GIACOMINI, S. J.; DIECKOW, J.; CHERUBIN, M. R.; OTTONELLI, A. S.; BAYER, C. (2022b). Carbon saturation deficit and litter quality drive the stabilization of litter-derived C in mineral-associated organic matter in long-term no-till soil. *Catena*, 219, 106590.
- ROSOLEM, C. A.; LI, Y. & GARCIA, R. A. (2016). Soil carbon as affected by cover crops under no-till under tropical climate. *Soil Use and Management*, 32, 495– 503.
- ROSSI, C. Q.; PEREIRA, M. G.; GIÁCOMO, S. G.; BETTA, M.; POLIDORO, J. C. (2012). Frações lábeis da matéria orgânica em sistema de cultivo com palha de braquiária e sorgo. *Revista Ciência Agronômica*, 43, 38-46.

- SÁ, J. C. M.; CERRI, C. C.; PICCOLO, M. D. C.; FEIGL, B. E.; BUCKNER, J.; FORNARI, A.; ... NETO, M. S. (2004). O plantio direto como base do sistema de produção visando o sequestro de carbono.
- SÁ, J. C. M.; SÉGUY, L.; TIVET, F.; LAL, R.; BOUZINAC, S.; BORSZOWSKI, P. R.; ... FRIEDRICH, T. (2015). Carbon depletion by plowing and its restoration by no-till cropping systems in Oxisols of subtropical and tropical agro-ecoregions in Brazil. *Land Degradation & Development*, 26(6), 531-543.
- SALOMÃO, P. E. A.; KRIEBEL, W.; SANTOS, A. A.; MARTINS, A. C. E. (2020). A importância do sistema de plantio direto na palha para reestruturação do solo e restauração da matéria orgânica. *Research, Society and Development*, 9(1).
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. (2011). Teor e dinâmica do carbono no solo em sistemas de integração lavoura-pecuária. *Pesquisa agropecuária brasileira*, 46, 1349-1356.
- SALTON, J. C. & TOMAZI, M. (2014). Sistema radicular de plantas e qualidade do solo. Dourados: Embrapa Agropecuária Oeste.
- SANDERMAN, J.; HENGL, T. & FISKE, G. J. (2017). Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(36), 9575-9580.
- SANTOS, I. L. D.; CAIXETA, C. F.; SOUSA, A. A. T. C. D.; FIGUEIREDO, C. C. D.; RAMOS, M. L. G.; CARVALHO, A. M. D. (2014). Cover plants and mineral nitrogen: effects on organic matter fractions in an oxisol under no-tillage in the cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 38, 1874-1881.
- SANTOS, H. G.; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C.; OLIVEIRA, V. A.; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A.; ARAUJO FILHO, J. C.; OLIVEIRA, J. B.; CUNHA, T. J. F. (2018). Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Brasília, DF : Embrapa, 356 p.
- SAPKOTA, T. K.; JAT, M. L.; ARYAL, J. P.; JAT, R. K.; KHATRI-CHHETRI, A. (2015). Climate change adaptation, greenhouse gas mitigation and economic profitability of conservation agriculture: Some examples from cereal systems of Indo-Gangetic Plains. *Journal of Integrative Agriculture* 14: 1524-1533.
- SCHARLEMANN, J. P.; TANNER, E. V.; HIEDERER, R.; KAPOS, V. (2014). Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1), 81-91.

- SILVA, J. P. D.; LUSTOSA FILHO, J. F.; TEIXEIRA, R. D. S.; XAVIER, A. M. T.; SILVA, I. R. D.; SOARES, E. M. B. (2023). Combined legume and non-legume residues management improve soil organic matter on an Oxisol in Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 46.
- SILVEIRA, D.; FONTANELI, R.; REBESQUINI, R.; DALL'AGNOL, E.; PANISSON, F.; BOMBONATTO, M.; CEOLIN, M. (2020). Plantas de cobertura de solo de inverno em Sistemas de Integração Lavoura-Pecuária. *Embrapa Trigo-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- SIX, J. A. E. T.; ELLIOTT, E. T. & PAUSTIAN, K. (2000). Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biology and Biochemistry*, 32(14), 2099-2103.
- SIX, J.; CONANT, R. T.; PAUL, E. A.; PAUSTIAN, K. (2002a). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and soil*, 241, 155-176.
- SIX, J.; FELLER, C.; DENEFF, K.; OGLE, S.; MORAES SA, J. C.; ALBRECHT, A. (2002b). Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils-Effects of no-tillage. *Agronomie*, 22(7-8), 755-775.
- SOKOL, N. W.; SANDERMAN, J. & BRADFORD, M. A. (2019). Pathways of mineral-associated soil organic matter formation: Integrating the role of plant carbon source, chemistry, and point of entry. *Global Change Biology*, 25(1), 12-24.
- SOMMER, R. & BOSSIO, D. (2014). Dynamics and climate change mitigation potential of soil organic carbon sequestration. *Journal of environmental management*, 144, 83-87.
- SPOSITO, G. (2008). *The chemistry of soils*. Oxford university press.
- STEWART, C. E.; PAUSTIAN, K.; CONANT, R. T.; PLANTE, A. F.; SIX, J. (2008). Soil carbon saturation: evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biology and Biochemistry*, 40(7), 1741-1750.
- SUN, Y.; HUANG, S.; YU, X.; ZHANG, W. (2013). Stability and saturation of soil organic carbon in rice fields: evidence from a long-term fertilization experiment in subtropical China. *Journal of Soils and Sediments*, 13, 1327-1334.
- TAKASU, A. T. (2019). Manejo do solo e consórcio de gramíneas ou leguminosas no desenvolvimento e produtividade do milho primeira safra e feijão de inverno em sucessão no Sistema plantio direto no cerrado. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Estadual Paulista.

- TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. (2017). Manual de métodos de análise de solo.
- TORRES, J. L. R.; CUNHA, M. D. A.; PEREIRA, M. G.; VIEIRA, D. M. D. S. (2014). Cultivo de feijão e milho em sucessão a plantas de cobertura. *Revista Caatinga*, 27(4), 117-125.
- TRUMBORE, S. E. & ZHENG, S. (1996). Comparison of fractionation methods for soil organic matter  $^{14}\text{C}$  analysis. *Radiocarbon*, 38, 219–229.
- VELOSO, M. G.; CECAGNO, D. & BAYER, C. (2019). Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. *Soil and Tillage Research*, 190, 139-146.
- WOOLF, D. & LEHMANN, J. (2019). Microbial models with minimal mineral protection can explain long-term soil organic carbon persistence. *Scientific reports*, 9(1), 6522.
- ZOMER, R. J.; BOSSIO, D. A.; SOMMER, R.; VERCHOT, L. V. (2017). Global sequestration potential of increased organic carbon in cropland soils. *Scientific Reports*, 7(1), 1-8.

## **CONCLUSÃO GERAL**

O sistema de plantio direto afeta de maneiras distintas as características físicas, químicas e biológicas do solo. A correta adoção das práticas de rotação de culturas, cobertura do solo e o não revolvimento influencia no retorno em qualidade do solo do SPD, estoque de C e imagem do empreendimento rural perante a agrossociedade.

O sistema de plantio direto favorece o estoque de carbono no solo nas frações matéria orgânica associada aos minerais e matéria orgânica particulada e, portanto, no estoque total. Apesar de serem sumidouros de carbono, ainda existe potencial de aumentar o estoque de carbono no Cerrado brasileiro sob sistema de plantio direto.

O cultivo da soja em sucessão ao milheto foi o tratamento sob sistema de plantio direto que menos estocou carbono, sendo similar ao cultivo convencional da granífera.