

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS  
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**QUANTIDADE, QUALIDADE E PROTEÇÃO FÍSICA DO  
CARBONO DO SOLO ASSOCIADO À REMOÇÃO DA PALHA  
DE CANA-DE-AÇÚCAR NO SUDESTE DO BRASIL**

**Marcelo Laranjeira Pimentel**

Engenheiro Agrônomo

**2022**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA JÚLIO DE MESQUITA FILHO  
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS E VETERINÁRIAS  
CÂMPUS DE JABOTICABAL**

**QUANTIDADE, QUALIDADE E PROTEÇÃO FÍSICA DO  
CARBONO DO SOLO ASSOCIADO À REMOÇÃO DA PALHA  
DE CANA-DE-AÇÚCAR NO SUDESTE DO BRASIL**

**Marcelo Laranjeira Pimentel**

**Orientador: Prof. Dr. Ricardo de Oliveira Bordonal**

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

P644q Pimentel, Marcelo Laranjeira  
Quantidade, qualidade e proteção física do carbono do solo  
associado à remoção da palha de cana-de-açúcar no sudeste do Brasil /  
Marcelo Laranjeira Pimentel. -- Jaboticabal, 2022  
81 p. : il., tabs., mapas  
  
Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp),  
Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Jaboticabal  
Orientador: Ricardo de Oliveira Bordonal  
  
1. Ciência do solo. 2. Matéria orgânica do solo. 3. Fracionamento  
físico da matéria orgânica. 4. Carbono orgânico do solo. 5.  
Cana-de-açúcar. I. Título.

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

Essa ficha não pode ser modificada.

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO: QUANTIDADE, QUALIDADE E PROTEÇÃO FÍSICA DO CARBONO DO SOLO ASSOCIADO À REMOÇÃO DA PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR NO SUDESTE DO BRASIL

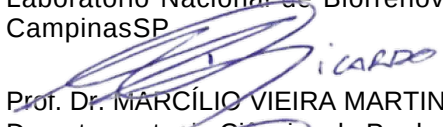
**AUTOR: MARCELO LARANJEIRA PIMENTEL**

**ORIENTADOR: RICARDO DE OLIVEIRA BORDONAL**

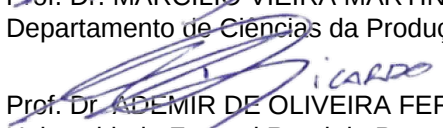
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em AGRONOMIA (CIÊNCIA DO SOLO), pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. RICARDO DE OLIVEIRA BORDONAL (Participação Virtual)  
Laboratório Nacional de Biorrenováveis / Centro Nacional de Pesquisa em Energia e Materiais CNPEM  
CampinasSP



Prof. Dr. MARCÍLIO VIEIRA MARTINS FILHO (Participação Virtual)  
Departamento de Ciências da Produção Agrícola / FCAV / UNESP - Jaboticabal



Prof. Dr. ADEMIR DE OLIVEIRA FERREIRA (Participação Virtual)  
Universidade Federal Rural de Pernambuco-UFRPE / Recife/PE

Jaboticabal, 18 de fevereiro de 2022

## **DADOS CURRICULARES DO AUTOR**

**Marcelo Laranjeira Pimentel** – Brasileiro, nascido em 05 de setembro de 1994, natural de Santarém, Pará, filho de Raimunda Laranjeira Pimentel e Erivan José Pontes Pimentel. Em março de 2014, ingressou no curso de graduação em Engenharia Agrônoma na Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), Unidade Tapajós, com conclusão em agosto de 2019. Durante esse período, também obteve o título de Bacharel em Ciências Agrárias pela Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), com conclusão em novembro de 2018. Atuou como bolsista de iniciação à docência, na condição de monitor da disciplina de “gênese e morfologia do solo”, entre 05/2016 a 09/2016. Foi bolsista de iniciação em desenvolvimento tecnológico e inovação (PIBITI/UFOPA) no qual desenvolveu o plano de trabalho “Teores de fósforo disponíveis no solo e absorvidos por plantas de mandioca, submetidos a diferentes fontes de adubação em área de agricultura familiar”, no período de 08/2017 a 07/2018. Também colaborou como bolsista voluntário de extensão no projeto NutriGrãos “O conhecimento em nutrição de plantas como base para o aumento da produtividade” (11/2017 a 11/2018). Foi bolsista de iniciação científica (PIBIC/UFOPA) no qual trabalhou com o projeto “Aporte de nutrientes de um solo de várzea em suas diferentes estações climáticas na comunidade de Arapixuna-PA” (08/2018 a 07/2019). Atuou como colaborador no grupo de pesquisa “Melhoramento e manejo da mandioca na região amazônica” (10/2015 a 11/2018), e “Solo-Planta-Atmosfera na Amazônia/SPAT” (07/2016 a 05/2020). Em março de 2020, ingressou no curso de mestrado em Agronomia (Ciência do Solo), na UNESP/FCAV, Câmpus de Jaboticabal-SP, participando do grupo de pesquisa “Biotecnologia Molecular”, trabalhando com o manejo da matéria orgânica em solo cultivado com cana-de-açúcar, sendo bolsista CAPES.

“Lembre de Deus em tudo o que fizer, e ele lhe mostrará o caminho certo”.

Rei Salomão

“Quem é sábio procura aprender, mas os tolos estão satisfeitos com sua própria ignorância”.

Rei Salomão

À Deus, a minha família, em especial aos meus pais, e a todos os meus amigos e  
pessoas em geral que me ajudaram neste percurso.

**DEDICO**

## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente à Deus pelo dom da vida, saúde e o tempo permitido para a conclusão deste trabalho.

A minha família por ter me dado o suporte necessário durante esta jornada, guiando todos os meus passos. Em especial, à minha mãe Raimunda Laranjeira e meu pai Erivan Pontes pelo apoio em todos os momentos da minha vida, e aos meus irmãos. A todos os meus amigos e professores da graduação (UFOPA), da pós graduação e da vida que me ajudaram neste percurso acadêmico, sendo chaves para meu crescimento acadêmico e pessoal.

A todos os professores da FCAV/UNESP – Jaboticabal pelos ensinamentos a mim concedidos durante este curso de mestrado, que serão essenciais na minha vida profissional e pessoal.

A minha colega da pós-graduação da FCAV/UNESP, Aline Oliveira pela assistência durante a realização das análises dos dados, sendo importante para a conclusão deste trabalho.

Aos meus colegas da pós-graduação da ESALQ/USP, Bruna Schiebelbein, Martha Carvalho e ao professor Maurício Cherubin por todo apoio na realização das análises, sendo muito importantes e necessários para concluir essa dissertação de mestrado.

Ao professor Ricardo de Oliveira Bordonal, por todo apoio, conversas, reuniões, ensinamentos e paciência durante a orientação do curso de mestrado, proporcionando ampliar meus conhecimentos, contribuindo assim para a minha formação.

Ao programa de Pós-graduação em Agronomia (Ciência do Solo) da FCAV/UNESP – Jaboticabal/SP.

Ao Laboratório Nacional de Biorrenováveis que integra o Centro Nacional de Pesquisas em Energia e Materiais - LNBR/CNPEM pelo apoio durante a realização das análises.

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

Muito obrigado!

## SUMÁRIO

|                                                                                                                        | Página |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|
| <b>RESUMO</b> .....                                                                                                    | iii    |
| <b>ABSTRACT</b> .....                                                                                                  | iv     |
| <b>LISTA DE TABELAS</b> .....                                                                                          | v      |
| <b>LISTA DE FIGURAS</b> .....                                                                                          | vi     |
| <b>1 INTRODUÇÃO</b> .....                                                                                              | 1      |
| <b>2 REVISÃO DE LITERATURA</b> .....                                                                                   | 3      |
| 2.1 A cultura da cana-de-açúcar.....                                                                                   | 3      |
| 2.2 Compartimentos da MOS.....                                                                                         | 5      |
| 2.3 Estabilização da MOS.....                                                                                          | 9      |
| 2.4 Fracionamento físico da MOS.....                                                                                   | 15     |
| 2.5 Implicações da remoção de palha nos estoques de carbono do solo.....                                               | 19     |
| <b>3 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....                                                                                      | 22     |
| 3.1 Descrição da área de estudo.....                                                                                   | 22     |
| 3.2 Desenho experimental.....                                                                                          | 22     |
| 3.3 Amostragem do solo .....                                                                                           | 24     |
| 3.4 Determinação dos teores e estoques de carbono do solo.....                                                         | 25     |
| 3.5 Taxa anual de perda ou acúmulo de carbono, taxa de retenção de carbono e dinâmica temporal do carbono no solo..... | 25     |
| 3.6 Distribuição do tamanho dos agregados, carbono associado aos agregados e capacidade de preservação do carbono..... | 26     |
| 3.7 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo em MOP e MOAM.....                                                | 27     |
| 3.8 Análise dos dados.....                                                                                             | 27     |
| <b>4 RESULTADOS</b> .....                                                                                              | 28     |
| 4.1 Impactos da remoção de palha nos teores e estoques de carbono do solo.....                                         | 28     |
| 4.2 Efeito da remoção de palha na qualidade da matéria orgânica.....                                                   | 32     |
| 4.3 Efeitos do manejo da palha na agregação e distribuição do carbono dentro dos agregados.....                        | 34     |
| 4.4 Capacidade de preservação do carbono.....                                                                          | 37     |
| <b>5 DISCUSSÃO</b> .....                                                                                               | 38     |

|                                                                                                                      |           |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 5.1 Resposta do carbono do solo à remoção da palha de cana-de-açúcar.....                                            | 38        |
| 5.2 Estabilização da MOS sob diferentes níveis de remoção da palha de cana-de-açúcar.....                            | 41        |
| 5.3 Implicações do manejo da palha na agregação, proteção física e capacidade de preservação do carbono no solo..... | 43        |
| <b>6 CONCLUSÕES.....</b>                                                                                             | <b>47</b> |
| <b>7 REFERÊNCIAS.....</b>                                                                                            | <b>47</b> |

## QUANTIDADE, QUALIDADE E PROTEÇÃO FÍSICA DO CARBONO DO SOLO ASSOCIADO À REMOÇÃO DA PALHA DE CANA-DE-AÇÚCAR NO SUDESTE DO BRASIL

**RESUMO** – A remoção da palha da cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) tem sido considerada uma potencial fonte de energia para aumentar a produção de bioenergia, mas seus impactos na quantidade e qualidade da matéria orgânica do solo (MOS) permanecem pouco lúcidos. No entanto, pouco se sabe sobre como a prática de remoção da palha de cana-de-açúcar afeta a quantidade e estabilização do carbono orgânico do solo (COS) em ambientes tropicais. Foi conduzido um experimento em campo de cana-de-açúcar em blocos casualizados, incluindo tratamentos com diferentes taxas de remoção da palha: remoção total (RT), alta remoção (AR), baixa remoção (BR) e sem remoção (SR), cujas quantidades de 0, 5, 10 e 15 Mg ha<sup>-1</sup> de palha em massa seca foram mantidas sobre a superfície do solo, respectivamente. Os efeitos da remoção de palha em seis anos foram avaliados sobre os estoques de COS do solo e sua dinâmica temporal, bem como nas taxas de COS incorporado no solo via aporte cumulativo de palha. Investigou-se também o efeito da remoção da palha sobre as frações da matéria orgânica particulada (MOP) e associada aos minerais (MOAM) através do fracionamento físico da MOS, e como a palha afeta a distribuição de agregados, o conteúdo de COS dos agregados e a capacidade de preservação do carbono (CPC) nas frações de agregados em diferentes profundidades do solo. Os resultados demonstram que os teores de COS foram maiores sob BR e SR, com exceção da profundidade de 20-30 cm. Os estoques de COS também foram superiores sob BR e SR nas profundidades de 0-10 e 0-30 cm. Os dados indicam que cerca de 24% do C adicionado via palhada foi retido no solo, e a SR apresentou uma taxa de acúmulo de C de 1,42 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>. A baixa remoção de palha aumentou a MOP (46,2%) e MOAM (12,4%) na camada superficial do solo em relação à RT. A manutenção da palha no campo aumentou a proporção de macroagregados do solo, resultando em maiores quantidades de COS preservado nesta fração. SR e BR influenciam positivamente a estocagem de COS, aumentando a fração MOP da MOS e contribuindo para formação de macroagregados do solo, o que é essencial na proteção física do COS à decomposição microbiana. Nas condições deste experimento, a taxa de BR (isto é, 10 Mg ha<sup>-1</sup> é mantido no solo, e 5 Mg ha<sup>-1</sup> é removido para produção de bioenergia) foi suficiente para aumentar os estoques de COS, enquanto remoções acima desse limite induzem perdas de COS. Os resultados obtidos podem contribuir para a tomada de decisão sobre o manejo da palha para produção sustentável de bioenergia derivada da cana-de-açúcar no Brasil.

**Palavras-chave:** fracionamento físico, estabilidade do carbono, matéria orgânica associada aos minerais, matéria orgânica particulada, agregação, manejo de resíduos de cultura.

## QUANTITY, QUALITY AND PHYSICAL PROTECTION OF SOIL CARBON ASSOCIATED WITH SUGARCANE STRAW REMOVAL IN SOUTHERN BRAZIL

**ABSTRACT** - Sugarcane (*Saccharum* spp.) straw removal has been considered a potential source of energy for increasing bioenergy production, but its impacts on quantity and quality of soil organic matter (SOM) remain insufficiently lucid. However, little is known on how the quantity and stabilization of soil organic carbon (SOC) are affected by straw management in tropical environments. A field experiment arranged in randomized blocks was conducted with four replications, which included treatments under different removal rates: total removal (TR), high removal (HR), low removal (LR), and no removal (NR), with quantities of 0, 5, 10 and 15 Mg ha<sup>-1</sup> of dry straw maintained on soil surface, respectively. Effects of six-year straw removal to a 30 cm depth were evaluated on SOC stocks and its temporal dynamics, as well as the rates of carbon (C) incorporated into the soil via cumulative straw inputs. Additionally, the effects of straw removal on particulate organic matter (POM) and mineral-associated organic matter (MAOM) fractions were evaluated through physical fractionation of SOM, including how straw removal affects the distribution of aggregates, the C content of aggregates and the carbon preservation capacity (CPC) in fractions of aggregates at different soil depths. Results demonstrate that SOC contents were higher under LR and NR, except at 20-30 cm depth. SOC stocks were also higher under LR and NR at 0-10 cm and 0-30 cm depth. The data indicated that about 24% of the C added via straw were retained in soil, and NR showed a SOC accumulation rate of 1.42 Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>. Low straw removal increased POM (46.2%) and MAOM (12.4%) in surface layer as compared to TR. Maintenance of straw in the field increased the proportion of soil macroaggregates, resulting in higher amounts of preserved C in this fraction. NR and LR positively influence SOC storage, increasing the POM fraction of SOM, contributing to formation of soil macroaggregates, which is essential for physical protection of SOC against microbial decomposition. Under the conditions of this experiment, the LR rate (i.e., 10 Mg ha<sup>-1</sup> is maintained in the soil, and 5 Mg ha<sup>-1</sup> is removed for bioenergy production) was sufficient for increasing SOC stocks, while removals above this limit tend to induce SOC losses. The results obtained can contribute to decision making on straw management for the sustainable production of bioenergy derived from sugarcane in Brazil.

**Keywords:** physical fractionation, carbon stabilization, mineral-associated organic matter, particulate organic matter, aggregation, crop residue management.

## **LISTA DE TABELAS**

|                                                                                      |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1. Caracterização química e física da área experimental antes do plantio..... | 23 |
|--------------------------------------------------------------------------------------|----|

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                                                                                                    |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1. Compartimentos da matéria orgânica do solo.....                                                                                                                                                                                                                          | 7  |
| Figura 2. Subdivisão dos reservatórios de carbono em Petagrama.....                                                                                                                                                                                                                | 8  |
| Figura 3. Frequência de co-ocorrências de palavras-chave no período de 2000-2021 em duas bases de publicações científicas: Scopus e Web of Science.....                                                                                                                            | 14 |
| Figura 4. Mapa de localização da área experimental em Iracemápolis-SP.....                                                                                                                                                                                                         | 22 |
| Figura 5. Período experimental com diferentes taxas de remoção de palha.....                                                                                                                                                                                                       | 24 |
| Figura 6. Concentração de COS até 30 cm de profundidade sob diferentes taxas de remoção de palha.....                                                                                                                                                                              | 29 |
| Figura 7. Estoques de COS ( $\text{Mg ha}^{-1}$ ) e taxa anual de acúmulo/perda de COS ( $\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) para as profundidades de 0-10 cm e 0-30 cm sob diferentes taxas de remoção de palha de cana-de-açúcar.....                                         | 30 |
| Figura 8. Relação entre entrada de palha cumulativa em 6 anos e estoque de COS nas profundidades de 0-10 e 0-30 cm sob diferentes taxas de remoção de palha.....                                                                                                                   | 31 |
| Figura 9. Dinâmica temporal do COS em 6 anos de estudo nas profundidades de 0-10 e 0-30 cm sob diferentes taxas de remoção de palha.....                                                                                                                                           | 32 |
| Figura 10. Teores de C nas frações de MOP e MOAM sob diferentes taxas de remoção de palha de cana-de-açúcar em diferentes profundidades do solo.....                                                                                                                               | 33 |
| Figura 11. Porcentagem de distribuição das classes de agregados em macroagregados ( $>250 \mu\text{m}$ ), microagregados ( $53\text{-}250 \mu\text{m}$ ) e silte+argila ( $\leq 53 \mu\text{m}$ ) em diferentes profundidades do solo em função das taxas de remoção de palha..... | 35 |
| Figura 12. Representação da porcentagem de C total em macroagregados e microagregados. Distribuição dos teores de C ( $\text{g kg}^{-1}$ ) em macroagregados e microagregados em diferentes profundidades e taxas de remoção.....                                                  | 36 |
| Figura 13. Capacidade de preservação do carbono dos agregados do solo a partir de diferentes taxas de remoção de palha em diferentes profundidades do solo em macroagregados e microagregados.....                                                                                 | 37 |

## 1 INTRODUÇÃO

Com o impacto do aumento das concentrações de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) na atmosfera do nosso planeta (IPCC, 2021), são necessários investimentos em estratégias de descarbonização, dentre as quais destaca-se o uso de biorrenováveis para reduzir as emissões de carbono (C) e estratégias de manejo agrícola que promovam aumentos na estocagem de C no solo em áreas agrícolas. No ecossistema terrestre global, o solo é o principal reservatório de C, armazenando em torno de 2400 Pg de C à 2 m de profundidade (Batjes, 1996; Schlesinger e Amundson, 2019), que pode representar um estoque de C quatro vezes maior do que a vegetação (560 Pg), e duas a três vezes maior do que a atmosfera (867 Pg) (Lal, 2018). Assim, os solos agrícolas podem vir a ter um importante papel na mitigação das emissões de C para atmosfera. Por exemplo, práticas inadequadas de manejo do solo podem levar a perdas do C estocado (Sanderman et al., 2017), enquanto solos bem manejados podem acumular C, aumentando a qualidade do solo e a produção sustentável nos agroecossistemas por meio da redução das emissões de gases do efeito estufa (GEE) (Yu et al., 2020).

Para atender os compromissos internacionais firmados na Convenção das Partes (COP 21) por meio do aumento do sequestro de C no solo (Chabbi et al., 2017) e da produção de bioenergia (Goldemberg et al., 2014), a palha de cana-de-açúcar tem sido apontada como alternativa estratégica para suprir a demanda global por bioenergia e atenuar os impactos das mudanças climáticas por meio da mitigação das emissões de GEE (Tenelli et al., 2021). O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar (FAO, 2020) com 8,2 milhões de hectares cultivados, produzindo 36,9 milhões de toneladas de açúcar e 25,8 bilhões de litros de etanol para a safra 2021/2022 (CONAB, 2021).

A recente expansão do sistema de manejo da cana-de-açúcar para a colheita mecanizada sem a queima da palha (cana crua) é consequência de questões ambientais e socioeconômicas. Os efeitos da mudança no sistema de colheita da cana têm resultado em acúmulos de palha (10 a 20 Mg ha<sup>-1</sup>) sobre a superfície do solo ao longo do ciclo da cultura, influenciando os teores de C orgânico do solo (COS) (Bordonal et al., 2018a; Tenelli et al., 2021).

Devido ao alto potencial energético da palha de cana-de-açúcar para a produção de bioenergia, a indústria canavieira tem mostrado interesse na remoção desse resíduo do campo (Menandro et al., 2017). O uso da cana como fonte de matéria prima para produção de biocombustíveis tem sido incentivado pelo programa “RenovaBio”, que tem por meta a utilização de biocombustíveis na matriz energética do país (MME, 2017), visando reduzir as emissões de GEE em 37% e 43% até 2025 e 2030. Por outro lado, implicações relacionadas à remoção total ou parcial da palha do solo têm levantado preocupações quanto às emissões adicionais de C com potencial impacto na sustentabilidade dos agrossistemas. Diversos estudos afirmam que altas taxas de remoções de palha podem reduzir o estoque de COS (Carvalho et al., 2017; Bordonal et al., 2018b; Morais et al., 2020; Popin et al., 2020; Tenelli et al., 2021). No entanto, não existe consenso sobre a quantidade de palha a ser retirada da superfície do solo de forma a manter a provisão dos serviços ecossistêmicos pelo solo (Cherubin et al., 2018).

Portanto, práticas de manejo que auxiliem no aumento da estocagem do COS são de extrema importância, visto que a formação do COS depende não somente de um equilíbrio entre entrada e saída de resíduos (Barré et al., 2018; Chenu et al., 2019), mas também dos mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo (MOS), definidos como recalcitrância bioquímica (Lehmann & Kleber, 2015), inacessibilidade espacial e a interação organo-mineral (Lützow et al., 2006). Entender como esses mecanismos ocorrem, se torna importante para conceituar a MOS em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) (Cotrufo et al., 2015; Lavallee et al., 2020), permitindo uma visão mais precisa do impacto da remoção da palha na formação e persistência da MOS.

No entanto, pouco se sabe se a palha de cana-de-açúcar contribui para a estabilização do COS, seja pela formação da MOP ou MOAM. De acordo com Cotrufo et al. (2013), a estabilização do COS depende da eficiência de uso do substrato microbiano, onde substratos mais lábeis tendem a formar MOAM e substratos mais recalcitrantes formam MOP. Sabe-se que a palha de cana-de-açúcar possui alta relação C/N e alto conteúdo de polifenóis e lignina (Fortes et al., 2012), sendo um resíduo de baixa qualidade. Estudar os efeitos das taxas de remoção de palha no

armazenamento do COS em MOP e MOAM é essencial para entendermos a dinâmica e os mecanismos que governam a estabilidade da MOS.

Diante do exposto, este estudo visa testar as seguintes hipóteses: i) altas taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar reduzem os estoques de COS ao longo do tempo afetando a agregação do solo, e tais alterações levam à redução na formação e proteção física da MOP; ii) altas taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar não afetam a formação da MOAM. Assim, objetivou-se avaliar os impactos em seis anos de remoção da palha de cana-de-açúcar na quantidade, qualidade e estabilização do COS em um Latossolo Vermelho eutroférico argiloso, visando obter informações consistentes sobre a estabilização da matéria orgânica em solos tropicais sob cenários de remoção da palha de cana-de-açúcar.

## **2 REVISÃO DE LITERATURA**

### **2.1 A cultura da cana-de-açúcar**

A cultura da cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) pertence à família Poaceae, possuindo um sistema radicular ramificado e estruturas foliares longas e estreitas, tais características morfofisiológicas são essenciais para a cultura obter os recursos da atmosfera e solo, e posteriormente converter em biomassa através do processo de fotossíntese (Moreira et al., 2020).

A cana-de-açúcar possui o metabolismo de planta C<sub>4</sub>, assimilando assim o CO<sub>2</sub> do ar (Zhao et al., 2020), possuindo a capacidade de armazenar grande quantidade de sacarose no caule (Diniz et al., 2019), podendo ser utilizada como alimento ou bioenergia (Simões et al., 2020). A cultura em relação a descarboxilação dos ácidos C<sub>4</sub>, é classificada em relação a enzima descarboxilante em: enzima NADP-málica (Sales et al., 2018), o que garante alta eficiência fotossintética.

É uma cultura cultivada em regiões de clima tropical e subtropical, semi-perene, sendo fortemente influenciado pelas estações climáticas (Silva et al., 2020). Constitui-se de acordo com seu ciclo vegetativo em diferentes fases, que devido a estrutura do rizoma e a característica de rebrota, inicialmente chama-se soqueira, após o primeiro plantio denomina-se cana-soca, e partir das soqueiras, se tem a cana de primeira soca, de segunda soca, e assim por diante (Matoso et al., 2020).

A cana-de-açúcar é uma das culturas mais importantes do mundo, sendo cultivada em mais de 121 países (Aquino et al., 2017), compreendendo que sua biomassa pode ser utilizada na produção de alimentos e bioenergia (etanol, bioeletricidade) (Oliveira et al., 2019). De acordo com Payá et al. (2018), a cana-de-açúcar tem um papel importante na produção de açúcar, sendo que 80% da produção global do açúcar provém da cultura.

Dentre os países produtores de cana-de-açúcar, Brasil (758 milhões de Mg) e Índia (306 milhões de Mg) se destacam como os maiores (FAO, 2020). No Brasil, o estado de São Paulo é o maior produtor, obtendo na safra de 2019-2020, uma produção de 342,614 milhões de toneladas em 4,302 milhões de hectares (Conab, 2020) sendo que tal produção não está relacionada somente a demanda mundial por alimentos, mas também a demanda por biocombustíveis.

O manejo da cana-de-açúcar pode ser realizado sob dois sistemas de colheita distintos: (i) sistema de queima da cana-de-açúcar com colheita manual e (ii) sistema de colheita mecanizada sem queima, e com manutenção da palhada sobre a superfície do solo (Filho et al., 2021). No estado de São Paulo, ocorre o predomínio do sistema mecanizado sem queima, tal sistema traz inúmeros benefícios relacionados ao meio ambiente (Cardoso et al., 2019).

Essa busca recente pela redução dos impactos negativos relacionados ao meio ambiente, com adoção do sistema de colheita sem queima, tende a beneficiar não somente a qualidade do solo, mas também a produção do bioetanol e bioeletricidade. Assim, a utilização da cana-de-açúcar como fonte de bioenergia, pode reduzir as emissões dos chamados gases de efeito estufa (GEE), em relação a fontes energéticas fósseis (Silva et al., 2020).

A quantidade de palha depositada sobre a superfície do solo pode ser de até 15 t ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, aumentando assim a quantidade de carbono armazenado no solo (Moitinho et al., 2021), além de nitrogênio. A palha de cana-de-açúcar possui grande quantidade de lignina e celulose, com alta relação C/N, entre 80 a 100/1, possuindo baixa taxa de decomposição, e liberação lenta de nutrientes (Fortes et al., 2012).

Apesar da cana-de-açúcar possuir inúmeros benefícios ao ser matéria-prima para produção de biocombustíveis (Bordonal et al., 2018), pode se ter impactos negativos, devido ao aumento de aberturas de áreas para expansão do plantio da

cana (Cherubin et al., 2016; Bordonal et al., 2018), além do interesse pela retirada da palha, principalmente para produção do etanol celulósico (Cherubin et al., 2018). De forma geral, o cultivo da cana-de-açúcar tem potencial para contribuir com a mitigação de GEE, além de trazer inúmeros benefícios ambientais.

## **2.2 Compartimentos da MOS**

A matéria orgânica do solo (MOS) equivale a todos os compostos orgânicos em diferentes estados de decomposição que se encontram no solo, como a biota, resíduos de origem animal, e principalmente de origem vegetal, além de produtos microbianos (Lehmann e Kleber, 2015). Os compostos variam de substâncias completamente transformadas, a células microbianas, e ou produtos microbianos (Knabner e Rumpel, 2018).

Esses resíduos ao serem depositados no solo sofrem a ação parcial da macro e mesofauna (Frouz, 2018), e posteriormente a ação de microrganismos. A comunidade microbiana processa os resíduos e utiliza parte do carbono (C) para acúmulo de biomassa (anabolismo), e o restante é respirado e perdido do solo na forma de CO<sub>2</sub> (Hoffland et al., 2020). Os microrganismos ao utilizarem o C, aumentam o estoque deste no solo, através do processo de imobilização.

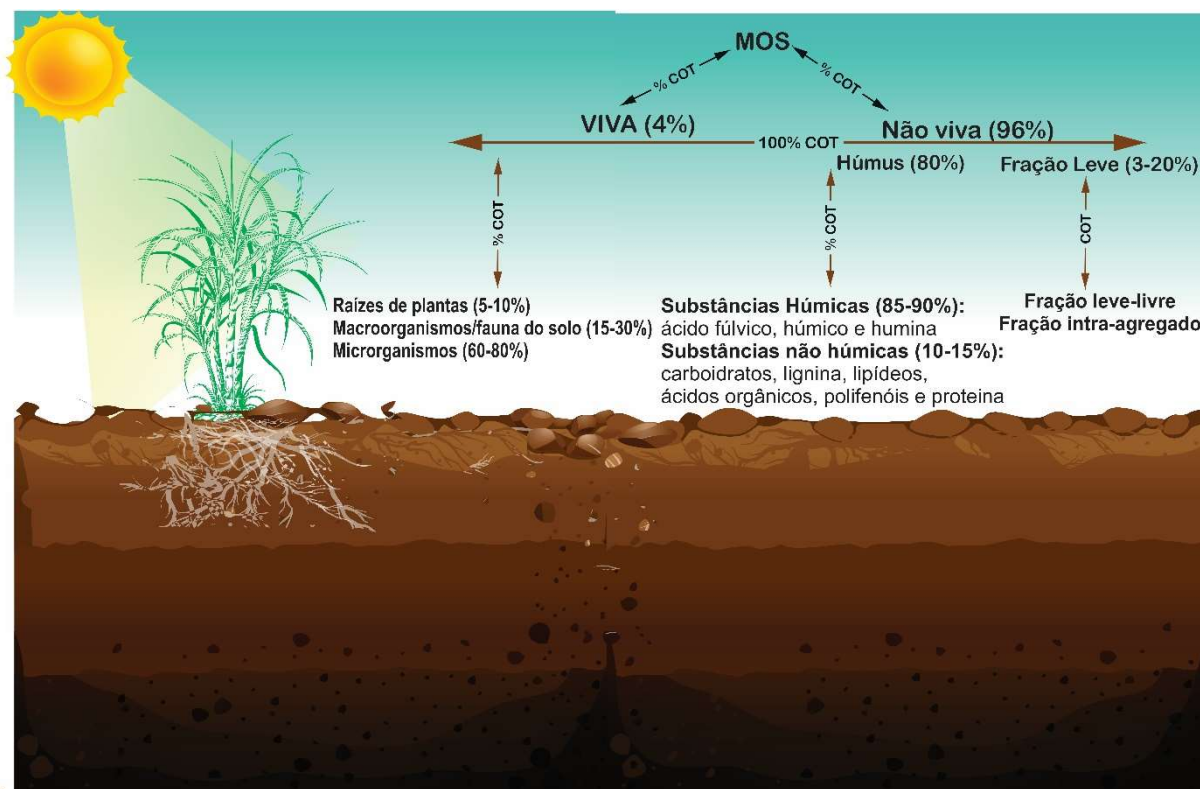
De acordo com Silva e Mendonça (2007) a MOS pode ser dividida em dois compartimentos: (i) matéria orgânica viva e (ii) matéria orgânica morta. A matéria orgânica viva (MOV) é constituída por: raízes de plantas (5-10%), macrorganismos ou fauna do solo (15-30%) e microrganismos (60-80%). Vale ressaltar que os microrganismos compreendem: fungos, bactérias, actinomicetos, algas, protozoários e nematoides. A MOV possui em média 4% do Carbono orgânico total (COT). Ainda que as raízes ocupem a menor fração da MOV, sua participação nos processos do solo (físicos, químicos e biológicos) é de extrema importância, além de ser dreno (biomassa) e fonte de C (senescência). Já a matéria orgânica morta (MOM) representa em média 96% do COT, e é subdividida em dois compartimentos que se referem a (i) matéria macrorrgânica ou fração leve (3-20%) e (ii) húmus (80%). A matéria macrorrgânica (MM) se refere aos resíduos de origem vegetal e animal em estádios iniciais de decomposição, que foram recentemente alocados no solo (Dick et al.,

2009). Este compartimento se refere a fração leve ou também chamada de matéria orgânica particulada (MOP).

Conforme Dick et al. (2009), o húmus representa a fração da MOS em que os resíduos estão em estádios mais avançados de decomposição, portanto a identificação do material que deu origem a esta fração se torna impossível. Contudo, o húmus pode ainda ser subdividido em duas frações chaves que se referem as substâncias húmicas (70% da MOS) e substâncias não húmicas (30% da MOS).

De forma geral, existem muitas divergências ao se conceituar substâncias húmicas (Kleber e Lehmann, 2019), no entanto um conceito atual proposto no glossário de termos da ciência do solo da Soil Science Society of America, afirma que as substâncias húmicas são “uma série de substâncias de alto peso molecular, com coloração amarela a preta, formadas por processos de síntese secundária nos solos (SSSA, 2019), e correspondem a três frações: ácidos fúlvicos, húmicos e humina, com base em sua solubilidade aquosa (Kochany, 2018). Já as substâncias não húmicas representam em média de 10-15% do COT, e incluem compostos orgânicos que pertencem a classes bioquímicas, como, carboidratos, proteínas, peptídeos, aminoácidos, lipídios, resinas, ácidos nucléicos, pigmentos, ligninas, ácidos orgânicos de peso molecular baixo (Camargo et al., 1999; Stevenson, 1994), que ainda incluem biomoléculas identificáveis.

A MOS pode ainda ser conceituada e compartimentada de acordo com a sua taxa de liberação de C em lábil e estável, sendo determinada a partir das taxas de decomposição e persistência no solo. De acordo com Zhang et al. (2020) a fração lábil pode ser representada como a mais suscetível ao turnover de carbono, logo apresenta maior taxa de decomposição e menor período de residência no solo. Portanto, esta fração por ser mais sensível à atividade microbiana e ciclagem de nutrientes, se torna um indicador inicial importante para se entender as mudanças na qualidade do solo decorrente de práticas de manejo (Duval et al., 2018). Já a MO estável, é definida conforme Kononova (1984), como a maior fração da MOS, fazendo parte substâncias de alto peso molecular, portanto são biomoléculas com cadeias mais longas e difíceis de serem quebradas, além de estarem associadas aos minerais do solo. A figura 1 demonstra os compartimentos da matéria orgânica do solo e suas subdivisões.



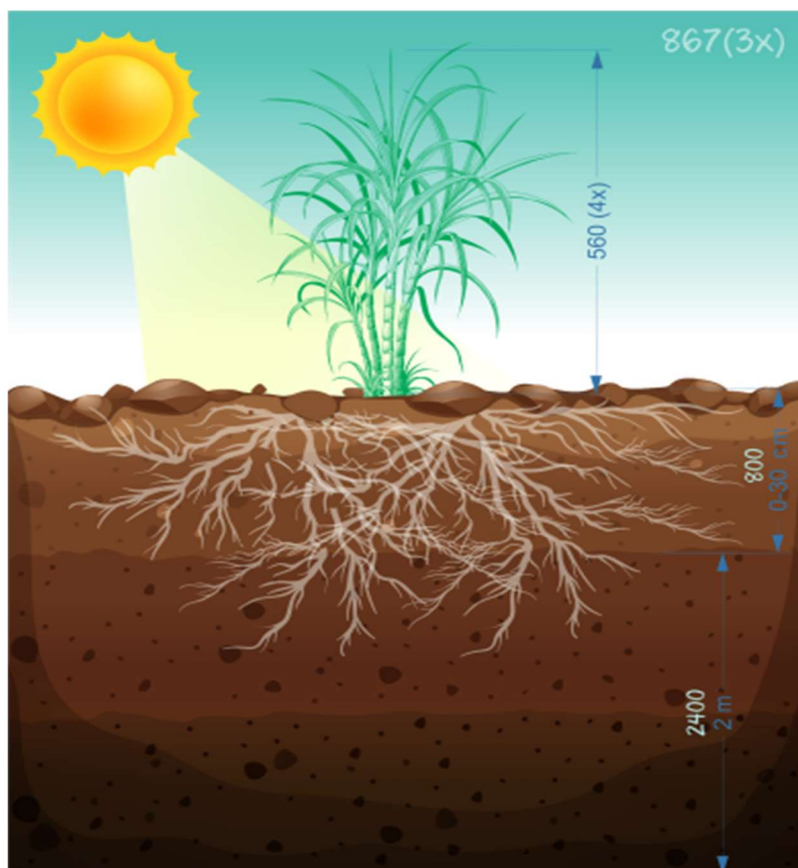
**Figura 1.** Compartimentos da matéria orgânica do solo.

O teor de MOS resulta das taxas de ganho e perda, que de acordo com Cotching (2018) reflete ao processo dinâmico do equilíbrio entre a adição de uma nova MO e a perda da MO já presente no solo, que em parte é controlada pela atividade microbiana. Sendo que esta MO é composta em sua maioria por C (52-58%), O (34-39%), H (3,3-4,8%), N (3,7-4,15%), P e S. Portanto, a MO funciona como um reservatório de C no solo.

Logo, a importância do manejo da MOS se torna essencial, pois pequenas mudanças referentes ao carbono armazenado no solo, pode mitigar ou aumentar as emissões de dióxido de carbono (Paustian et al., 2016). Conforme Sanderman et al. (2017) o uso de terras agrícolas já levou a perda de 133 Pg de COS (1 Pg=10<sup>15</sup>g=10<sup>9</sup> toneladas) no mundo. Assim, entender os processos que controlam o equilíbrio entre MO adicionada e MO perdida, é de extrema importância para previsão da degradação dos ecossistemas e influências no turnover, portanto, a mineralização (Juncal et al., 2021).

No ecossistema terrestre global, o solo é o principal reservatório de C, armazenando em torno de 1505 Pg de C na profundidade de 1 m (Lal, 2018) e 2400 Pg de C à 2 m de profundidade (Schlesinger e Amundson, 2019; Batjes, 1996). De forma geral, o solo armazena 4 vezes mais C do que a vegetação (560 Pg), e 2 a três vezes mais carbono do que a atmosfera (867 Pg) (Lal, 2018).

A figura 2 demonstra a subdivisão do C em seus respectivos reservatórios.



**Figura 2.** Subdivisão dos reservatórios de carbono em Petagrama (1 Pg=10<sup>9</sup> ton).

O sistema solo-planta-atmosfera por ser dinâmico, troca de forma ativa o C, conforme afirmado por Paustian et al. (2019). Essa troca dinâmica ocorre por meio dos processos de fotossíntese e respiração. Logo, pequenas mudanças nesses estoques afetam a quantidade de C na forma de CO<sub>2</sub> na atmosfera, e o equilíbrio global do C.

Assim, acredita-se que as práticas relacionadas a gestão eficiente do solo aumentem os estoques de C na MOS. Entretanto, essas práticas de gestão precisam ser contínuas para se manter os benefícios do aumento de CO no solo, ressaltando

que a perda de C do solo não é somente afetada pelas práticas de manejo incorretas, mas também está restrita se as entradas recentes de CO forem insuficientes para preservar os estoques atuais de C (Riggers et al., 2021).

### **2.3 Estabilização da MOS**

As interações complexas entre microrganismos, plantas, MOS e a matriz mineral, associado aos sistemas de manejo de uso do solo e tipo de vegetação tornam absolutamente complicado separar os mecanismos e processos que são responsáveis pela formação e estabilização da MOS (Paul, 2016). Logo, existe interesse em compreender os mecanismos que influenciam na rotação e estabilização da MO nos diferentes tipos de solos, não somente para a melhoria da fertilidade, mas também como processo na redução dos gases de efeito estufa (Kopittke et al., 2020), com ênfase no CO<sub>2</sub>.

Embora a MO seja de extrema relevância no solo, os mecanismos pelos quais ocorre a estabilização do carbono no solo ainda não são completamente compreendidos, no entanto, de forma geral há um amplo consenso em separar a MOS a partir de comportamentos que se diferenciam para poder compreender sua dinâmica. De acordo com Lavalley et al. (2020), os primeiros esforços em compreender a MO foi através da separação por métodos químicos, resultando em estudos relacionados a substâncias húmicas isoladas por extrações alcalinas.

As substâncias húmicas ao longo do tempo foram tidas como objeto de discussões e estudos. O conhecimento tradicional de que as substâncias húmicas eram derivadas principalmente de compostos quimicamente complexos, resistentes a degradação microbiana e com alto peso molecular, e devido à essa complexidade havia a preservação e estabilidade ao longo do tempo no solo, no entanto, as evidências atuais não apoiam a formação dessas substâncias húmicas persistentes (Lehmann e Kleber, 2015).

A visão emergente das últimas décadas, para estabilização da MOS, aponta para um modelo supramolecular. Neste modelo, segundo Piccolo (2002), as substâncias húmicas são associações heterogêneas de moléculas pequenas que se auto-organizam, derivadas da degradação e decomposição de material biológico morto, estabilizadas por forças fracas dispersivas: ligações hidrofóbicas (Van der

walls) e de hidrogênio. Esta compreensão indica maior conhecimento para a dinâmica da matéria orgânica no meio ambiente.

A estrutura molecular não é considerada o principal fator no processo de estabilização da MOS, e há fatores ambientais e biológicos com maior predomínio. De acordo com Lützow et al. (2006) o termo “estabilização” se refere aos processos e mecanismos que ocorrem em tempo de rotação prolongados no solo, sendo definida como proteção da MO contra a decomposição, a partir dos mecanismos de proteção. Sendo a MO estabilizada a que estar no solo por mais tempo, quando comparada a MO não estabilizada.

Os mecanismos que protegem a MO da decomposição são combinações químicas e físicas. Quimicamente, a MOS tem recalcitrância de acordo com a composição de seus grupos funcionais e estrutura molecular; já fisicamente a MOS é protegida pela inacessibilidade espacial aos microrganismos, seja ocluída em agregados ou encapsuladas em macromoléculas; e a interação físico-química de complexos organo-minerais, denominada de estabilização da matriz, tendo influência direta das partículas de silte e argila (Cotrufo et al., 2013; Sollins et al., 1996).

De acordo com Lützow et al. (2006), esses mecanismos são referentes a: (i) preservação seletiva: caracteriza-se pelo acúmulo de moléculas recalcitrantes, podendo esta ser subdividida em recalcitrância primária que se refere a características moleculares de resíduos e exsudados, e a recalcitrância secundária, que é proveniente de produtos microbianos, polímeros húmicos e materiais carbonizados, como o carvão vegetal. Para Lützow e Kögel-Knabner (2010) o entendimento do conceito de recalcitrância está relacionado na capacidade de se diferenciar entre a decomposição das moléculas orgânicas.

Já a (ii) inacessibilidade espacial: se trata da localização espacial da MO que tende a influenciar o acesso de microrganismo e enzimas, sendo ocasionada pela oclusão da MO em agregados do solo, em macroagregados ou microagregados, encapsulação em macromoléculas grandes, hidrofobicidade e intercalação dentro de filossilicatos. O terceiro mecanismo é (iii) interação com as superfícies e complexação: são interações intermoleculares da MO com os componentes inorgânicos do solo ou outra MO que altere as taxas de decomposição, sendo as interações referentes a pontes catiônicas polivalentes, interações fracas e interações de íons metálicos com

substâncias orgânicas (complexação) (Lützow et al., 2006; Lützow et al., 2008; Sollins et al., 1996).

Esses mecanismos ocorrem independentemente da origem da MO, no entanto a estabilização da MO pode estar relacionada ao processamento microbiano do material vegetal, resultando em efeitos na formação de agregados e interação organo-mineral. Cotrufo et al. (2013), aponta o papel da biomassa microbiana na estabilidade de C no solo, através de dois conceitos pré-estabelecidos, o (i) filtro microbiano que controla a incorporação da serapilheira para a MOS através da eficiência do uso do substrato microbiano a partir de fatores abióticos, e (ii) a interação da MO com a matriz mineral do solo como fator chave na estabilidade da MOS.

Ainda de acordo com Cotrufo et al. (2013), a combinação desses fatores forma a estrutura de estabilização da matriz de eficiência microbiana (MEMS). O modelo MEMS tem por base a decomposição, transformação e estabilização da MO como contínuo, a partir da eficiência de uso do substrato microbiano (SUE) e alocação de C e N na matriz do solo. De forma geral, substratos mais lábeis são utilizados de forma mais eficiente pelos micróbios, resultando em uma maior quantidade de produtos microbianos, em relação a taxa de entrada, resultando em uma matéria orgânica mais estável à matriz mineral do solo.

A SUE tem relação com a proporção de substrato que é utilizado pela biomassa microbiana para crescimento em contraste com o que vai ser mineralizado ou respirado, sendo uma relação entre qualidade do substrato e eficácia microbiana (Lekkerkerk et al., 1990). A contribuição dos metabólitos microbianos, como as enzimas, está relacionada a fatores bióticos e abióticos, podendo ser alocadas em micróbios, dissolvida na solução do solo, minerais e MOS (Cotrufo et al., 2013). Assim, a MOS proveniente de estabilização de enzimas, pode estar associado ao efeito da inclusão física das enzimas e substratos (Rillig et al., 2007). Portanto, o destino do C assimilado pela biomassa e produtos microbianos, é determinado pela interação com a matriz mineral.

A eficiência microbiana contribui significativamente para a estabilização da MOS através dos resíduos microbianos (necromassa) (Fernandez et al., 2019) devido a estrutura complexa dos resíduos ou associação com minerais do solo (Wang et al., 2020). No entanto, a estabilização da MO no solo, depende também dos limites de

saturação do solo. A saturação de carbono no solo pode ser definida como a quantidade máxima de CO que pode ser associada e estabilizada na fração mineral fina do solo (Beare et al., 2014), ou seja, silte+argila <53 µm. Nos solos tropicais os óxido-hidróxidos de Fe e Al, e minerais filossilicatos, em especial, a esmectita, caulinita e ilitas possuem cargas superficiais permanentes e variáveis, além de terem área de superfície específica alta (Sarkar et al., 2018), sendo importantes no processo de estabilização.

Contudo, ao considerar o conceito de saturação, somente a fração associada aos minerais tende a saturar, enquanto frações particuladas não tendem a possuir limites de saturação no solo (Castellano et al., 2015). Logo, o modelo MEMS considera apenas o efeito da eficiência microbiana na decomposição de serapilheira e alocação de produtos microbianos na matriz mineral. Sendo que estruturas baseadas em modelos se tornam importantes no entendimento da estabilização do CO no solo (Robertson et al., 2019).

Assim, Robertson et al. (2019) propuseram um novo modelo denominado MEMS v1.0, que engloba conceitos importantes nos estudos de MO: (i) conceitos de MEMS de Cotrufo et al. (2013) a partir de SUE e alocação de C na matriz do solo; (ii) caminhos de formação para a MOS, separados em físicos e dissolvidos (Cotrufo et al., 2015); (iii) além da entrada do conceito de saturação do solo relacionado a entradas de C no solo (Castellano et al., 2015). Tal modelo utiliza a estrutura com base nos conhecimentos atuais do C no solo, sendo capaz de fornecer frações particuladas e associadas aos minerais para estoques de C superficiais de solos da Europa, contabilizando a entrada química do C pela serapilheira e a saturação do C do solo pela condição edáfica (Robertson et al., 2019).

Já Sokol e Bradford (2019) apontaram que a estabilização eficiente do carbono orgânico dissolvido (DOC) depende de uma rota microbiana, propondo três mecanismos: (i) entradas acima ou abaixo do solo, assim entradas de DOC acima do solo tem um percurso mais longo até chegar ao solo mineral quando comparado a entradas de DOC das raízes subterrâneas, passando pelo horizonte orgânico o DOC pode ser respirado pelos micróbios ou absorvido; (ii) se refere a região de entrada (rizosfera ou região do solo a granel), as entradas de DOC da raiz adentram uma área densa de microrganismos, a rizosfera, e como os produtos microbianos são a fonte

dominante para o pool estável de CO associado a minerais, as entradas de insumos de C provenientes da rizosfera tem maiores chances de aumentar o pool estável do solo devido a maior abundância microbiana, quando comparado ao solo a granel que possui uma quantidade inferior de biomassa microbiana.

Já o terceiro mecanismo se refere a (iii) frequência de entrada dos insumos de DOC, por exemplo, O DOC da rizosfera entra no solo como um “gotejamento contínuo” de baixo volume, promovendo anabolismo microbiano estável, já as entradas de DOC acima do solo são como “pulsos infrequentes” de precipitação, podendo ocasionar aumento da população microbiana de forma temporária, além de metabolizar o CO estável recém formado. Este estudo demonstra potencialmente diferentes características da entrada de C acima e abaixo do solo que influenciam na estabilidade de CO associado aos minerais, além de incluir a influência das populações microbianas com ênfase na rizosfera (Sokol e Bradford, 2019).

No entanto, pouco se sabe sobre os mecanismos e a extensão do armazenamento de MOS em solos tropicais, e seu potencial para armazenamento de CO quando comparado a solos temperados (Scharlemann et al., 2014). O armazenamento de CO estar relacionado ao tipo de solo e condições climáticas, além da eficiência com relação ao tipo de argila (argila 1:1 ou argila 2:1), sendo observado que ocorre menor saturação de C em solos com predomínio de argila 1:1 quando comparados a solos de argilas 2:1 (Six et al., 2002). Assim, não é somente a quantidade da fração fina responsável pela estabilização da MOS, mas também a qualidade da fração (Wiesmeier et al., 2019). Contudo, pouco se sabe sobre os mecanismos potenciais de armazenamento de COS nos solos tropicais do Brasil.

Amelung et al. (2020) apontaram que diferentes grupos de solos podem desempenhar diferentes potenciais de sequestro de CO, logo se tem uma contribuição a partir das características intrínsecas do processo de formação do solo. Vale ressaltar que os fatores de formação do solo resultam na formação dos minerais de argila e óxidos (Jenny, 1941) que são importantes na estabilização do C. Briedis et al. (2020) ressaltam a importância de se entender a dinâmica do COS em diferentes tipos de solos, especialmente em solos altamente intemperizados, onde os mecanismos de estabilização da MOS não são bem compreendidos.



Considerando a base de dados da Web of Science e Scopus, as pesquisas estão mais relacionadas ao sequestro de carbono, atividade microbiana, mecanismos de estabilização da MOS, fracionamento, frações da MOS, mudança climática, agregados do solo, mineralogia e nitrogênio. Portanto, o entendimento sobre os mecanismos de estabilização através de MOP e MOAM ainda são emergentes e estão relacionados a estabilização da MOS para regulação climática.

## **2.4 Fracionamento físico da MOS**

A MOS é caracterizada como um sistema complexo e heterogêneo, que de acordo com Hoffland et al. (2020) é um continuum que possui uma grande diversidade de compostos em diferentes graus de decomposição realizado pela microbiota do solo. Assim, o entendimento sobre os compartimentos da MOS é de extrema importância na busca de compreender sua rotatividade e estabilização no ecossistema.

Devido a esta complexidade, ao longo do tempo buscou-se separar a MO para se reduzir a heterogeneidade em frações homogêneas com base em sua dinâmica, função e natureza (Christensen, 2000). Assim, técnicas de fracionamento são utilizadas para estudos da distribuição da MOS (Ferreira et al., 2020), sendo as técnicas conhecidas como fracionamento físico da MO (Cambardella e Elliott, 1992) e fracionamento químico conforme o protocolo da Sociedade Internacional de substâncias húmicas (IHSS) e do método de Swift (1996).

Portanto, a escolha do método de fracionamento depende muito do objetivo da pesquisa, conforme relatado por Collins et al. (1997) seja para caracterizar e identificar quimicamente compostos intrínsecos da MOS ou quantificar e descrever os compartimentos da MOS. O fracionamento químico da MOS já é bastante utilizado para se entender a física do solo, pedogênese, redução da fixação de fósforo e o efeito dos manejos agrícolas na qualidade do solo, no entanto, não contribui de forma ativa para a identificação de compartimentos da MO com o passar do tempo.

De forma geral, enquanto que determinados métodos tendem avaliar apenas a rotatividade do COS, outros avaliam de forma mecanicista como esse COS se forma e interage com a matriz do solo, no entanto, grande parte dos métodos de fracionamento de COS desenvolvidos atualmente utilizam abordagens de

fracionamento físico (Poeplau et al., 2018). Os métodos de fracionamento físico são considerados menos destrutivos e mais relacionados com a dinâmica da MOS de forma mecanicista.

O fracionamento físico tem por base que as frações são obtidas por graus de dispersão, desagregação, tamanho da partícula e densidade (Poeplau et al., 2018), de acordo com Roscoe e Machado (2002) existem dois tipos de fracionamento físico: densimétrico e granulométrico, ou de acordo com Tokarski et al. (2020) pode haver uma combinação dos dois métodos utilizando densidade e tamanho da partícula para separar em frações lábeis e associadas aos minerais.

O método densimétrico é bastante aplicado por ser simples e mais informativo, podendo separar a MO de acordo com a localização na matriz do solo em frações biológicas e químicas (Ovsepyan et al., 2020), tendo por base as diferenças de densidade entre as frações das fases orgânica e mineral, possuindo como justificativa que a fração orgânica possui densidade geralmente  $<1,5 \text{ g cm}^{-3}$  e a densidade mineral tem por base ser  $>2,0 \text{ g cm}^{-3}$  (Gregorich e Ellert, 1993). Logo, este método se apoia em três pontos chaves: (i) a concentração da MO na partícula solo, (ii) densidade da fase mineral e (iii) porosidade da partícula (Solllins et al., 2009).

Portanto, as amostras de solos são submetidas a soluções orgânicas ou salinas, como o lodeto de sódio ou polintugstato de sódio, possuindo densidade entre  $1,6\text{-}2,0 \text{ g cm}^{-3}$ , sendo o lodeto de sódio mais utilizado devido ao baixo custo tendo sua densidade ajustada entre  $1,6\text{-}1,8 \text{ g cm}^{-3}$  (Sohi et al., 2001). Portanto, a partir da solução utilizada, ocorre a separação da MOS em frações, uma fração leve e outra pesada (Six et al., 2002). A fração leve também pode ser denominada de matéria orgânica particulada (MOP), podendo esta ser subdividida em fração leve livre e fração leve oclusa, já a fração pesada se refere a matéria orgânica associada aos minerais (Lützow et al., 2006).

A MOP livre ou fração leve livre da MO possui densidade inferior do que  $1,6\text{-}1,85 \text{ g cm}^{-3}$  não extraível em água, possuindo grande quantidade de carboidratos vegetais e compostos alifáticos, tendo como fonte os resíduos orgânicos provenientes de origem vegetal, no entanto contem quantidades inferiores de resíduos microbianos, hifas, pólen, esporos e sementes, além de carvão (Gregorich et al., 2006) representando um estágio inicial de decomposição (Samson et al., 2020). Na MOP

livre o único mecanismo de estabilização que age é a recalcitrância bioquímica (Lützow et al., 2006). A composição bioquímica também influencia na estabilidade da MOS (Poffenberger et al., 2020) sendo que a relação C/N da MOP livre é alta devido a origem vegetal.

A MOP oclusa ou fração leve oclusa é caracterizada por possuir uma densidade superior a  $1,6-1,85 \text{ g cm}^{-3}$  e maior que  $50-63 \mu\text{m}$  (Lavalley et al., 2020), possuindo grau de decomposição superior ao apresentado pela MOP livre. A MOP oclusa pode ficar protegida em grandes agregados do solo, macroagregados e microagregados, possuindo dois mecanismos de proteção, a inacessibilidade espacial e recalcitrância intrínseca do material orgânico. A capacidade de proteção dos agregados está relacionada com a inacessibilidade entre o substrato e os microrganismos, além de reduzir a capacidade de oxigênio, ou seja, difusividade de oxigênio dentro dos agregados, reduzindo a atividade microbiana (Six et al., 2002; Wiesmeier et al., 2019).

Assim, ocorre uma proteção estrutural do CO devido ao tamanho do agregado em macroagregados, microagregados, microagregados dentro de macroagregados (Wiesmeier et al., 2019). De fato, a proteção física do CO em função de barreiras físicas entre decompositores e substâncias orgânicas e/ou uma função das micro condições locais que incapacitam os decompositores, sendo que a arquitetura dos poros é chave neste processo, se referindo a: tamanho do poro, conectividades, formas, tortuosidades, entre outras características morfológicas (Kravchenko e Guber, 2017).

A matéria orgânica associada aos minerais (MOAM), também chamada de fração pesada da MO ou complexo organo-mineral, é fortemente adsorvida aos complexo organo-mineral do solo, podendo persistir de séculos a milhares de anos (Sokol et al., 2019), além de ser proveniente em sua maioria de produtos microbianos ricos em N persistindo no solo através de ligação química com minerais e proteção física em pequenos agregados (Knabner et al., 2008; Cotrufo et al., 2019). A MOAM possui compostos de peso molecular relativamente baixo, possuindo uma relação C/N mais baixa quando comparada ao MOP (Lützow et al., 2007), portanto é a fração mais estável da MOS.

Conforme revisão de Roscoe e Machado (2002), o método granulométrico consiste separar a MOS em complexo organo-mineral secundários (COMS)

(agregados com diferentes tamanhos e classe), através de peneiramento seco ou úmido, ou separação dos complexo organo-mineral primário C (COMP) a partir da textura (areia, silte e argila). O fracionamento do COMS se dar a partir da divisão em: complexos organo mineral primário ( $<20\ \mu\text{m}$ ), microagregados ( $20\text{-}250\ \mu\text{m}$ ), macroagregados ( $>250\ \mu\text{m}$ ), macroagregado pequeno ( $250\text{-}2000\ \mu\text{m}$ ) e macroagregados grande ( $>2000\ \mu\text{m}$ ). Já o fracionamento do COMP se dar por peneiramento e sedimentação, sendo as classes de tamanho definidas a partir das classes texturais em: fração argila ( $<2\ \mu\text{m}$ ), silte ( $2\text{-}50\ \mu\text{m}$ ) e areia ( $>50\ \mu\text{m}$ ).

Logo, é visível que a MOS pode ser separada em diferentes compartimentos, possuindo diferentes denominações, podendo ocasionar erros acerca de seu entendimento. Assim, conceituar a MOS a partir de uma visão simples e informativa que permita compreender sua dinâmica no ecossistema, é de extrema importância, especialmente quando se tem vários desafios globais que necessitam de ações de mitigação, logo separar MOS em MOP e MOAM se torna uma solução viável (Lavalley et al., 2020).

De forma geral, MOP é composta por resíduos parcialmente decompostos, estando desprotegida ou protegida em grandes agregados (Lützow et al., 2007), se aloca no solo através da via da serapilheira ou rizosfera por meio de fragmentação parcial, estando mais disponível para a microbiota do solo, no entanto sua qualidade é considerada baixa para os decompositores (Cotrufo et al., 2013), requerendo energia de ativação alta devido à moléculas mais insolúveis (Williams et al., 2018), a qualidade dos resíduos do MOP depende da química estrutural e qualidade de nutrientes, que geralmente tem por base a qualidade dos insumos de plantas, sendo a maioria considerada MOP leve com densidade ( $<1,6\text{-}1,85\ \text{g cm}^{-3}$ ) e em menor concentração MOP pesado com densidade e tamanho ( $>1,6\text{-}1,85\ \text{g cm}^{-3}$  e  $>50\text{-}63\ \mu\text{m}$ ), não possuindo limite de saturação no solo (Lavalley et al., 2020), podendo ser combinados e possuem alta relação C/N proveniente especialmente de componentes químicos derivados de planta sendo em torno de 10-40 (Cotrufo et al., 2019), além de persistir no solo por menos de 10 anos ou décadas (Kleber et al., 2015).

A MOAM é composta por material quimicamente transformado pela microbiota do solo ou lixiviados de forma direta do material vegetal, sendo protegida através de associações com os minerais do solo através de ligações químicas e oclusão dentro

de microporos ou agregados pequenos podendo assim persistir no solo (Lützow et al., 2007), tendo como principal via de composição, compostos mais lábeis com peso molecular baixo (Lehmann e Kleber, 2015), possuindo uma relação C/N considerada baixa devido a maior fonte de composição microbiana, sendo de 8-13 (Cotrufo et al., 2019; Lavallee et al., 2020), assim requerem energia de ativação mais baixa (Williams et al., 2018) antes da assimilação microbiana, no entanto, possui limite de saturação no solo, e quando desestabilizada pode ser útil não somente para a microbiota, mas também para as plantas devido ser mais denso em nutrientes (Lavallee et al., 2020). De fato, a MOAM se associa a silte e minerais de argila, possuindo densidade e tamanho ( $>1,6-1,85 \text{ g cm}^{-3}$  e  $<50-63 \text{ }\mu\text{m}$ ), podendo persistir na matriz do solo por décadas a séculos (Castellano et al., 2015).

## **2.5 Implicações da remoção de palha nos estoques de carbono do solo**

Com intuito de reduzir os impactos ocasionados pela colheita da cana queimada, a manutenção da palha no solo se torna o resultado de possíveis implicações relacionadas ao meio ambiente. A implantação do sistema de colheita mecanizada, foi o resultado da aprovação do Decreto estadual nº 47.700/2003, que regulamenta a Lei nº 11.241/2002, que dispõe sobre a eliminação gradativa da colheita queimada até 2021 (São Paulo, 2002). Logo, o sistema de colheita da cana, passou de um sistema manual com queima, para um sistema mecanizado que deixa grande quantidade de palha no solo (Carvalho et al., 2017).

A palha que anteriormente era queimada, agora é deixada sobre o solo (10-20  $\text{Mg ha}^{-1}$  de matéria seca) (Leal et al., 2013), trazendo diversos benefícios ao meio ambiente, como: diversidade da microbiota (Menandro et al., 2019), reciclagem de nutrientes (Cherubin et al., 2019), umidade do solo (Gmach et al., 2019), melhoria da estrutura do solo reduzindo processos erosivos (Castioni et al., 2018; Silva et al., 2019; ), redução da compactação do solo (Castioni et al., 2018), além de elevar a Matéria orgânica do solo (MOS) (Bordonal et al., 2018).

Embora, a palha traga diversos benefícios, a manutenção de uma grande quantidade pode trazer desvantagens como aumento das emissões de GEE, nesse aspecto o óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) (Gonzaga et al., 2019), desenvolvimento de pragas e doenças (Leal et al., 2013) que podem aumentar custos e reduzir produção, além do

aumento de riscos de incêndios (Galdos et al., 2017). Portanto, dependendo do nível de remoção da palha, a sustentabilidade do manejo pode ser comprometida (Carvalho et al., 2017; Cherubin et al., 2018).

Entre esses benefícios que a palha proporciona, a estocagem do C é essencial (Carvalho et al., 2017; Bordonal et al., 2018), pois a cultura absorve C pela fotossíntese (Cherubini et al., 2011) e armazena no solo. O solo possui a capacidade de armazenar três vezes (2.400 Pg C em 2 m de profundidade) mais carbono que a atmosfera (Batjes, 2014). A preservação da MOS se torna essencial não somente para preservar a saúde solo, mas para reduzir o impacto das mudanças climáticas (Lal 2016).

No entanto, devido à crescente demanda por bioenergia, o interesse da indústria da cana em retirar a palha do solo aumentou (IPCC, 2019), o que ocasionou preocupações com possíveis impactos, pois a palha atua tanto como sumidouro ou fonte de COS (Su et al., 2020). Logo, a busca de conhecimentos através de estudos científicos é essencial para manter a sustentabilidade do manejo da cana-de-açúcar, contribuindo para a produção de biocombustível, e mantendo a qualidade do solo ao longo do tempo.

Diversos autores já relataram que a remoção da palha reduz o acúmulo de carbono do solo, levando ao esgotamento (Alam et al., 2019; Berhane et al., 2020; Bordonal et al., 2018; Xu et al., 2019), o que prejudica a formação da MOS, pois a palha contribui com grande aporte de C no solo quando comparado ao sistema radicular da cultura (Carvalho et al., 2017). No entanto, a contribuição da palha para a estocagem de C depende também das condições do ambiente, o que dificulta entender a dinâmica do C, e fornecer uma resposta mais robusta. Dentre os fatores, o clima é essencial na dinâmica contribuindo para variações na decomposição do COS em diferentes escalas (Luo et al., 2017), além das características do tipo de solo (Tenelli et al., 2019).

Em estudo realizado no Brasil, Tenelli et al. (2019) observaram que diferentes tipos de solos possuem capacidades intrínsecas de estocagem de COS, onde o solo de textura argilosa possui maior capacidade quando comparado ao de textura arenosa. As condições do tipo de solo, refletem em maior estoque de COS seja protegido em agregados ou adsorvidos em superfícies minerais (Luo et al., 2017), o

que estar relacionado a estrutura do solo. Outro fator a ser considerado, é a perturbação do solo pelo manejo inadequado, pois a manutenção da estrutura do solo é essencial para aumentar o tempo de residência do C (Anderson-Teixeira et al., 2009).

A palha de cana-de-açúcar tem um papel importante em manter a estrutura do solo, sendo essencial especialmente para solos de textura mais grossa, pois esses são mais suscetíveis a perda de CO (Bordonal et al., 2018; Tenelli et al., 2021). Solos argilosos possuem forte relação com a estocagem de COS (Dieckow et al., 2009), o que estar relacionado a capacidade de proteção que a fração argila impõe à decomposição microbiana, através da formação de agregados.

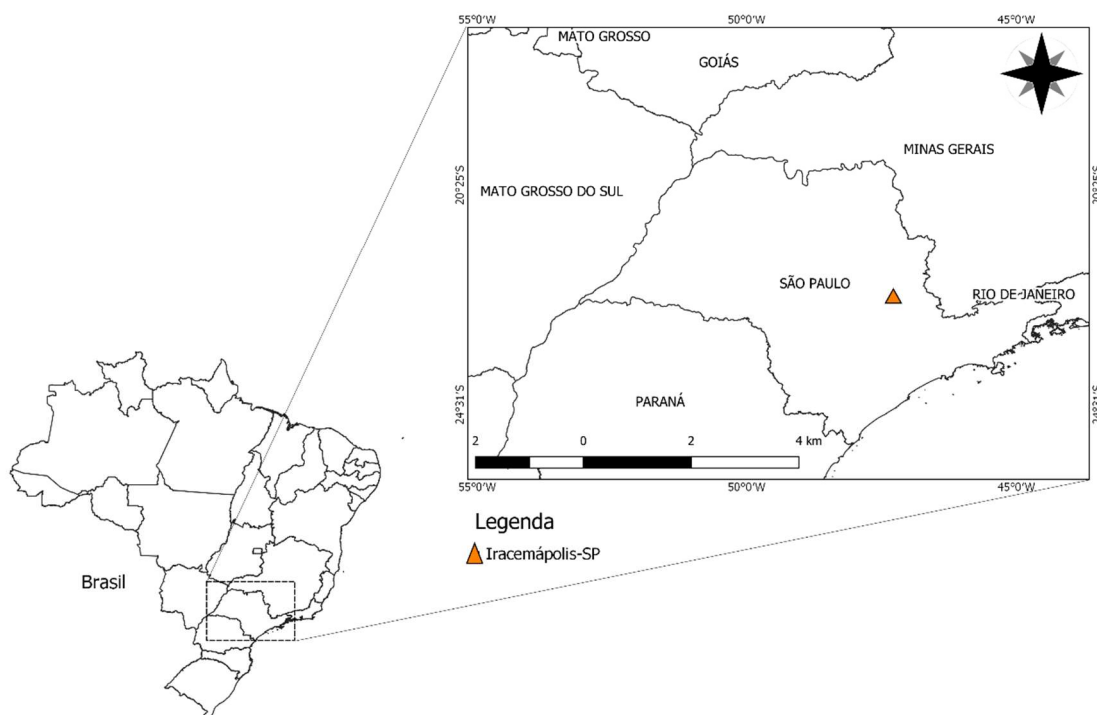
No entanto, quando o manejo da palha é realizado de forma não-sustentável, e a estrutura do solo comprometida, o C que estava fisicamente protegido, é perdido pela quebra dos agregados. Vale ressaltar que o COS possui 70% do carbono terrestre global, e pequenos distúrbios podem levar a perda de COS para atmosfera na forma de CO<sub>2</sub>, um potencial GEE (Ledo et al., 2020). De forma complementar, a cana-de-açúcar é uma cultura básica e essencial para a humanidade, pois atua como matéria prima para bioenergia, subprodutos e ajuda na conservação do COS. Logo, a busca por uma quantidade ideal de palha que possa ser retirada do solo, deve ser tida como relevante nas pesquisas científicas de alto impacto.

De forma geral, a manutenção da palha no campo possui potencial para mitigar as emissões dos GEE em áreas de cana, no entanto a manutenção de altas taxas de palha pode ocasionar redução da produção de biocombustíveis. Assim, ao considerar que a palha de cana-de-açúcar contribui para o armazenamento de carbono, é necessário compreender as condições de cada ambiente (seja tropical ou temperado), de cada região, para assim entender como uma determinada taxa de manutenção ou remoção da palha contribui ou afeta a MOS, podendo ocasionar ganhos ou perdas para o estoque do COS.

### 3 MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1 Descrição da área de estudo

O experimento de campo foi instalado em setembro de 2013 em área comercial de cana-de-açúcar no município de Iracemápolis, estado de São Paulo, sob as coordenadas 22°36' de latitude Sul, 47°34' de longitude Oeste, com 614 m acima do nível do mar (Figura 4). O solo da área experimental foi classificado como Latossolo Vermelho eutroférico de textura argilosa (Santos et al., 2018). O Clima foi definido como ST-UMi, que é um clima subtropical úmido com seca no inverno, temperatura média de 20,8 °C (Rolim e Aparecido, 2016) e precipitação média anual de 1,294 mm (Thornthwaite, 1948).



**Figura 4.** Mapa de localização da área experimental em Iracemápolis-SP.

#### 3.2 Desenho experimental

Anteriormente à instalação do experimento, foram realizadas análises química e física do solo de acordo com as metodologias descritas em Raij et al. (2001) e Teixeira et al. (2017), respectivamente (Tabela 1). O experimento foi implementado

em setembro de 2013 após a colheita de cana-planta em área comercial de cana-de-açúcar cultivada com a variedade IAC 95 5000.

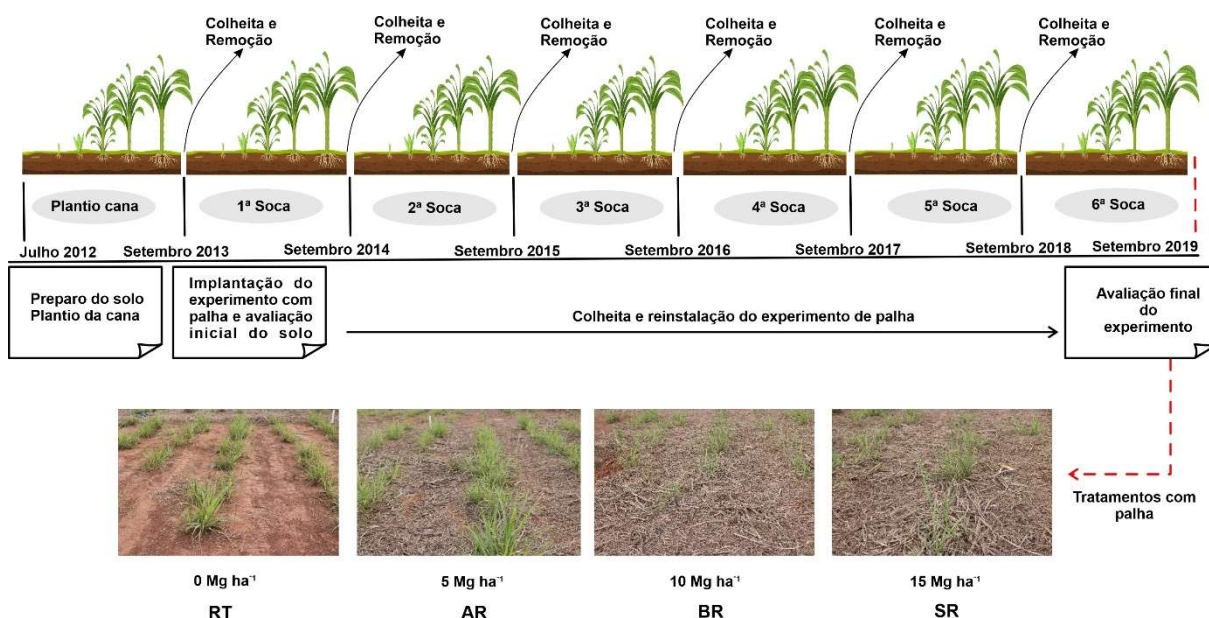
**Tabela 1.** Caracterização química e física da área experimental antes do plantio.

| Atributos                                    | 0-10 cm | 10-20 cm | 20-40 cm |
|----------------------------------------------|---------|----------|----------|
| pH CaCl <sub>2</sub>                         | 5.5     | 5.2      | 4.9      |
| COS (g kg <sup>-1</sup> )                    | 28      | 19       | 17       |
| P (mg dm <sup>-3</sup> )                     | 95      | 25       | 17       |
| K (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )      | 13      | 10       | 9        |
| Ca (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )     | 90      | 45       | 28       |
| Mg (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )     | 52      | 23       | 12       |
| H+Al (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )   | 26      | 35       | 39       |
| SB (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )     | 155     | 78       | 49       |
| CTC (mmol <sub>c</sub> dm <sup>-3</sup> )    | 181     | 112      | 88       |
| V (%)                                        | 76      | 64       | 56       |
| Areia (g kg <sup>-1</sup> )                  | 226     | 242      | 220      |
| Silte (g kg <sup>-1</sup> )                  | 189     | 161      | 155      |
| Argila (g kg <sup>-1</sup> )                 | 584     | 597      | 626      |
| Densidade (g cm <sup>-3</sup> )              | 1.35    | 1.40     | 1.40     |
| Porosidade (m <sup>3</sup> m <sup>-3</sup> ) | 0.46    | 0.50     | 0.49     |

COS: Carbono orgânico do solo; P: fósforo; K: potássio; Ca: cálcio; Mg: magnésio; H: hidrogênio; Al: alumínio; SB: soma de bases; CTC: capacidade de troca de cátions; V%: saturação por bases.

O delineamento experimental utilizado foi o de blocos casualizados com quatro tratamentos e quatro repetições, totalizando 16 parcelas experimentais. Cada parcela foi composta por oito linhas de cana-de-açúcar de 10 m de comprimento, com espaçamento de 1,5 m entre linhas, totalizando uma área de 120 m<sup>2</sup> por parcela. Após a colheita, foram estabelecidos quatro tratamentos a partir da palha remanescente em base seca na superfície do solo, representando as seguintes taxas de remoção de palha: remoção total (RT–0 Mg ha<sup>-1</sup>), alta remoção (AR–5 Mg ha<sup>-1</sup>), baixa remoção (BR–10 Mg ha<sup>-1</sup>) e sem remoção (SR–15 Mg ha<sup>-1</sup>) (Figura 5). A instalação do experimento ocorreu conforme descrito a seguir: (i) determinação da quantidade de

palha anualmente através de uma estrutura metálica de 0,25 m<sup>2</sup> lançada aleatoriamente na área; (ii) fazíamos a estimativa da quantidade de palha a partir das amostras do quadrado metálico, e assim estipulávamos para 1 ha<sup>-1</sup>; (iii) a umidade da palha foi determinada no campo através do sensor AL-104 Agrológic com eletrodo E-831, tendo a umidade, foi descontado o teor de água para obter os tratamentos sempre em base seca; (iv) pesagem da palha em “bags”; e (v) o manejo da palha para cada tratamento foi realizado manualmente utilizando-se garfos. O mesmo procedimento de remoção da palha foi repetido anualmente até a 6ª soqueira de cana-de-açúcar. O manejo fitossanitário e adubações seguiram as recomendações técnicas de manejo da Usina.



**Figura 5.** Período experimental com diferentes taxas de remoção de palha: RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção.

### 3.3 Amostragem do solo

Amostras de solos foram coletadas antes da instalação do experimento (linha de base) e ao longo dos anos de remoção de palha nas profundidades de 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm, sendo 4 pontos por profundidade para cada parcela experimental. A amostragem foi realizada na posição intermediária entre a linha da cana e a posição da entre linha (ou seja, cerca de 30 cm da linha). Para determinação dos teores de

COS amostras deformadas de solo foram coletadas com auxílio de espátula. Amostras indeformadas de solo foram coletadas com anel volumétrico (0,05 m x 0,05 m) para determinação da densidade do solo ( $D_s$ ) para cada tratamento. Para determinar as classes de agregados do solo foram coletadas amostras indeformadas com auxílio de espátulas.

### 3.4 Determinação dos teores e estoque de carbono do solo

Após as amostras serem secas ao ar, 10 g foram moídas, e passados em peneira de 0,150 mm para determinação da concentração do carbono. A concentração de carbono no solo foi mensurada a partir do método de combustão a seco por meio do analisador elementar LECO® CN-628.

Para determinar o estoque de COS, amostras indeformadas foram secas (105 °C em estufa por 48 horas) e, posteriormente pesadas. A  $D_s$  ( $\text{Mg m}^{-3}$ ) foi determinada pela divisão entre a massa do solo seco pelo volume do cilindro (Teixeira et al., 2017). Os estoques de C foram calculados para as camadas de 0-10 e 0-30 cm a partir da soma dos estoques para cada profundidade do solo, de acordo com a equação:

$$\text{Estoque de C (Mg ha}^{-1}\text{)} = C.D_s.Prof$$

Em que, C é o conteúdo de C (%),  $D_s$  é a densidade do solo ( $\text{Mg m}^{-3}$ ), *Prof* é a espessura da camada avaliada (cm).

Os estoques de C foram ajustados para uma massa equivalente de acordo com a  $D_s$  da linha de base (antes dos tratamentos de remoção de palha) de cada parcela experimental, conforme metodologia de Ellert e Bettany (1995).

### 3.5 Taxa anual de perda ou acúmulo de carbono, taxa de retenção de carbono e dinâmica temporal do carbono no solo

As taxas de perda e acúmulo de COS ( $\text{Mg C ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ) foram calculados para cada tratamento de remoção de palha (RT, AR, BR e SR) para as profundidades de 0-10 e 0-30 cm afim de entender as mudanças induzidas pelos níveis de remoção de palha em relação ao estoque de COS da linha de base inicial (2013), conforme a equação:

$$COS_{perda/acúmulo} = \frac{estoque\ COS_{final} - estoque\ COS_{inicial}}{Anos}$$

Em que,  $COS_{perda/acúmulo}$  se refere a taxa anual de perda ou ganho de C ( $Mg\ ha^{-1}\ ano^{-1}$ );  $estoque\ COS_{final}$  representa o estoque de C atual ( $Mg\ ha^{-1}$ ) ao final do experimento para cada tratamento; o  $estoque\ COS_{inicial}$  é o estoque de C ( $Mg\ ha^{-1}$ ) de referência antes da instalação do experimento (linha de base) e  $Anos$  representa o tempo experimental de remoção da palha.

A razão entre entrada cumulativa de palha e aporte de COS foi realizada através de modelo de regressão com relação entre os estoques de COS ao longo do tempo (2015, 2017 e 2019) em função das taxas de remoção da palha ( $Mg\ ha^{-1}$ ) de cana-de-açúcar a partir da linha de base (2013). Além disso, a dinâmica temporal do COS foi calculada por modelo de regressão em relação aos estoques de  $\Delta COS$  ( $COS_{final} - COS_{inicial}$ ) ao longo do tempo do experimento em função das taxas de remoção de palha. Informações adicionais sobre os cálculos da dinâmica temporal de COS podem ser encontrados em Tenelli et al. (2021). Os dados do ano base (2013) e intermediários (2015 e 2017) para a obtenção da dinâmica temporal e do cálculo do COS incorporado via entrada cumulativa de palha foram extraídos de Tenelli et al. (2021).

### **3.6 Distribuição do tamanho dos agregados, carbono associado aos agregados e capacidade de preservação do carbono**

Para quantificar a distribuição do C nas classes dos agregados no solo, amostras indeformadas foram quebradas em suas fissuras naturais e posteriormente passadas em uma peneira de 8 mm, como usado recentemente por Franco et al. (2020). A análise de agregados foi realizada através do aparelho Yoder MA 148/3, onde 50 g de amostra de solo seco de agregado foram umedecidos e submetidos ao peneiramento úmido através de um conjunto de peneiras que oscilavam verticalmente com 30 ciclos subsequentes por minuto em um período de 10 minutos, conforme Elliott (1986). Tal procedimento permitiu a separação de: (i) macroagregados grandes ( $>2000\ \mu m$ ), (ii) macroagregados pequenos ( $250-2000\ \mu m$ ), (iii) microagregados ( $53-250\ \mu m$ ), e (iv) partículas silte + argila ( $\leq 53\ \mu m$ ). No entanto, para efeito deste estudo foram considerados apenas duas frações: macroagregados ( $>250\ \mu m$ ) e microagregados ( $\leq 250\ \mu m$ ). Os agregados retidos nas respectivas peneiras foram

secos em estufa a 105 °C por 24 h. As frações de agregados foram medidas pelo método de combustão a seco por meio do analisador elementar LECO® CN-2000.

A capacidade de preservação do carbono orgânico do solo (CPC) conforme a fração de agregado foi calculada a partir da fórmula:

$$CPC = \frac{WCi * WAi}{100}$$

Em que, CPC (g kg<sup>-1</sup>) é igual a *WCi* que representa o conteúdo de COS de determinado nível de tamanho de partícula do agregado (>250 µm ou ≤ 250 µm) e *WAi* se refere a massa do agregado determinado a partir do tamanho da partícula (>250 µm ou ≤ 250 µm).

### 3.7 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo em MOP e MOAM

As análises de fracionamento da matéria orgânica do solo em matéria orgânica particulada (MOP) e matéria orgânica associada aos minerais (MOAM) foram determinados para todas as profundidades amostradas: 0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm, conforme metodologia proposta por Cambardella e Elliott (1992). Resumidamente, 5 g de solo foram dispersos em 30 mL com 5 g L<sup>-1</sup> de hexametáfosfato de sódio. Essas amostras foram submetidas à agitação mecânica horizontal por 16 h, e passadas em peneira com abertura de 0,053 mm. O material retido na peneira foi considerado MOP, e o que passou na peneira correspondeu a fração argila e silte, sendo considerado a MOAM, conforme recomendação de Lavalley et al. (2020) para facilitar o entendimento sobre as frações. Ambas as frações foram secas em estufa à 40° C e pesadas em balanças analíticas. A concentração de carbono de cada fração foi determinada pelo método de combustão a seco por meio do analisador elementar LECO® CN-628.

### 3.8 Análise dos dados

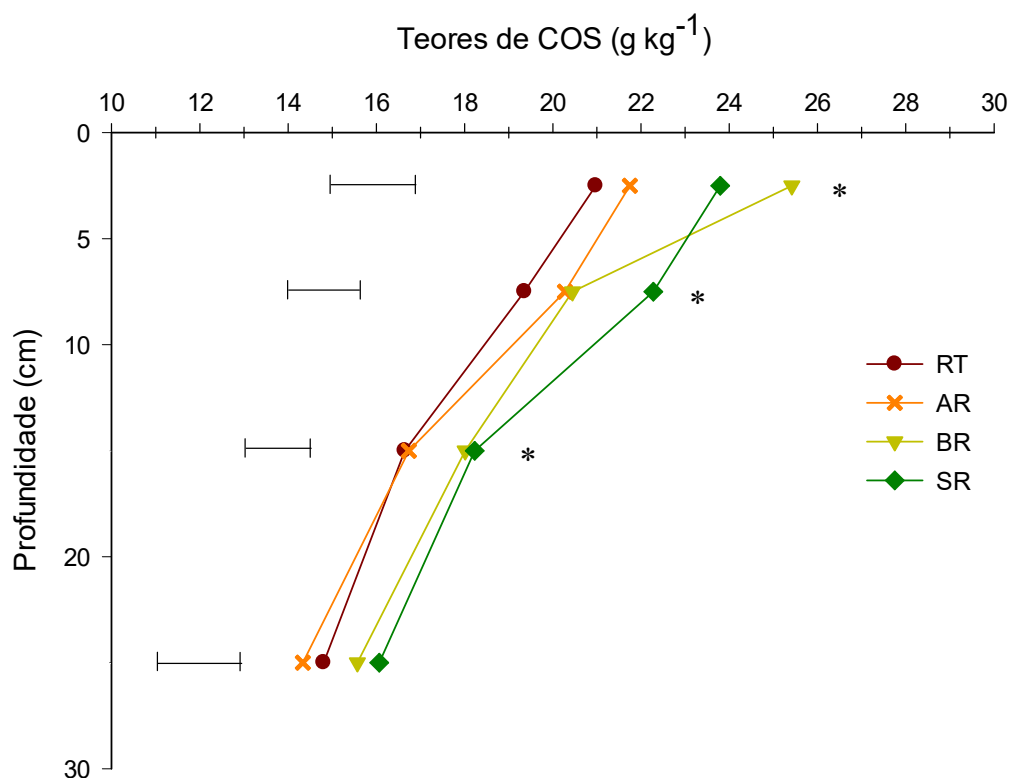
A normalidade dos dados foi verificada com o teste de Shapiro-Wilk a 5% de significância e a homogeneidade pelo teste de Bartlett. Após verificação e aceite das premissas, os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA) para testar os efeitos das taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar na quantidade, qualidade e proteção do C do solo, e quando significativos (teste F p<0,05), as médias dos

tratamentos foram comparadas pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ). O delineamento utilizado para estatística foi o em blocos casualizado. Análises de regressão foram efetuadas para averiguar a relação entre os estoques de C e as taxas de remoção da palha por anos consecutivos. Todos os procedimentos estatísticos foram realizados no software R (R Core Team, 2020).

## 4 RESULTADOS

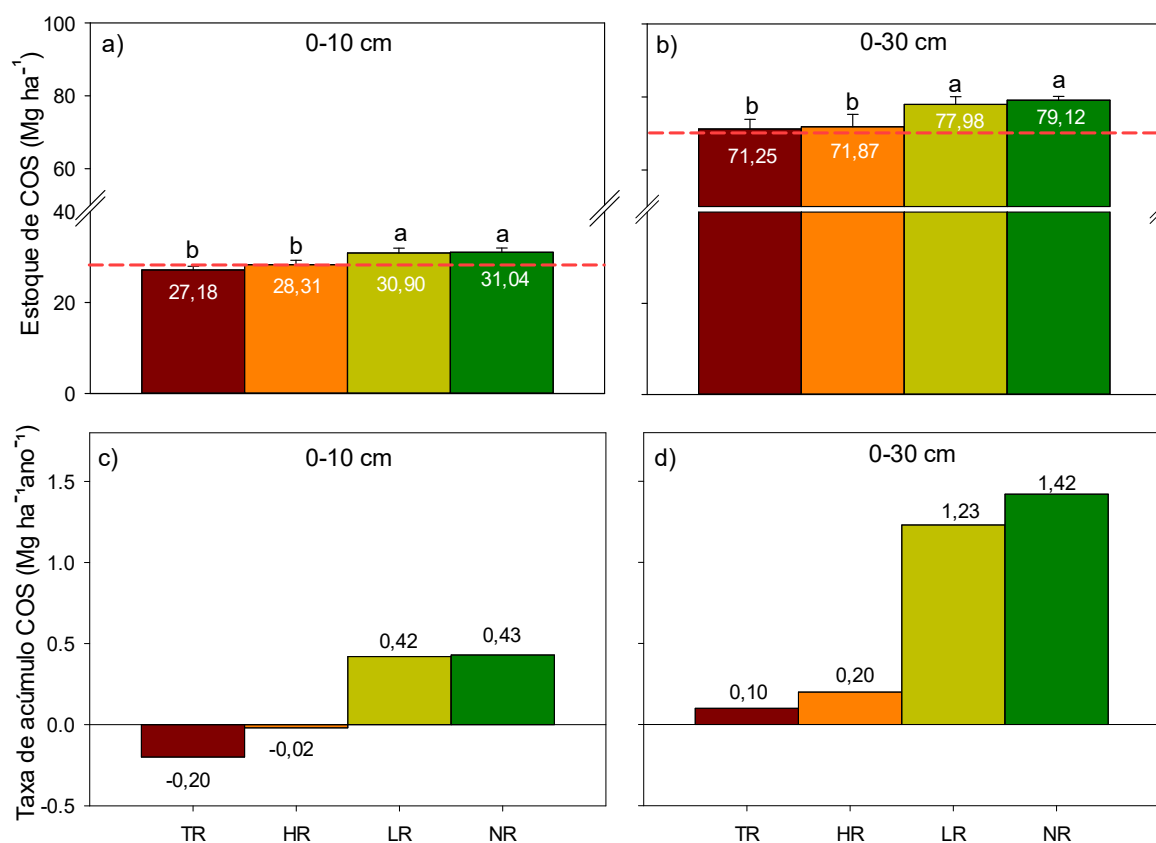
### 4.1. Impactos da remoção de palha nos teores e estoques de carbono do solo

A concentração de COS variou de  $14,3 \text{ g kg}^{-1}$  a  $25,4 \text{ g kg}^{-1}$ , sendo os maiores valores encontrados na camada superficial do solo (0-5 cm) para BR. Com exceção da profundidade de 20-30 cm, observou-se efeito significativo das taxas de remoção de palha sobre o conteúdo de COS (Figura 6). Altos níveis de remoção de palha (AR e RT) ocasionaram perda de COS nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm, quando comparado aos tratamentos BR e SR. Em geral, a perda de COS observada em RT foi 17,4% em relação ao tratamento BR para a profundidade de 0-5 cm, enquanto que para as profundidades de 5-10 cm e 10-20 cm a perda proporcionada por RT foi de 13,1% e 8,7% em relação ao SR, respectivamente ( $p < 0,05$ ). Os tratamentos BR e SR obtiveram resultados semelhantes para os teores de COS.



**Figura 6.** Concentração de COS ( $\text{g kg}^{-1}$ ) até 30 cm de profundidade (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm) sob diferentes taxas de remoção de palha (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção). Barras se referem a diferença mínima significativa entre os dados, e o asterisco indica que houve diferença significativas pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Os resultados indicam que os estoques de COS em SR e BR foram maiores do que os estoques observados em AR e RT em ambas as camadas de 0-10 e 0-30 cm (Figura 7a, b). Para a profundidade de 0-10 cm, os tratamentos SR e BR apresentaram maiores estoques de COS em torno de 12,4% e 12% quando comparado ao RT. Na profundidade de 0-30 cm, as taxas de remoção de palha afetaram os estoques de COS de forma significativa, onde à medida que ocorreu a remoção da palha, houve redução nos estoques de COS (Figura 7b). Menores estoques de COS foram evidentes em RT e AR comparados aos tratamentos BR e SR. Em adição, SR e BR resultaram em aumentos dos estoques de COS de  $7,8 \text{ Mg ha}^{-1}$  e  $6,7 \text{ Mg ha}^{-1}$  quando comparado ao RT, respectivamente.

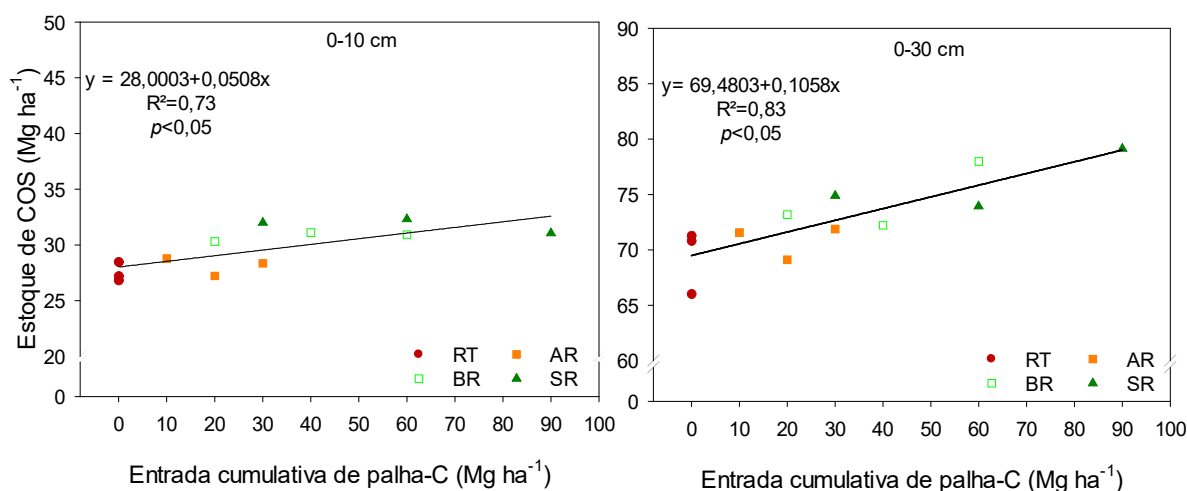


**Figura 7.** Estoque de COS (Mg ha<sup>-1</sup>) e taxas anuais de acumulação ou perda de COS (Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) para as profundidades de 0-10 cm e 0-30 sob diferentes taxas de remoção de palha (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção). A linha tracejada em vermelho representa os estoques de COS da linha de base (2013). Médias seguidas pela mesma letra não se diferenciam significativamente pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Na análise da taxa de acúmulo e perda de COS em relação ao estoque de referência, observou-se que para a camada de 0-10 cm, a adoção de BR e SR resultaram em acúmulo em torno de 0,40 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, enquanto RT e AR resultaram em perdas de 0,20 e 0,02 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 7c). Na camada de 0-30 cm, todos os tratamentos apresentaram acúmulo de COS, sendo que BR e SR resultaram nas maiores taxas de acúmulo de 1,23 e 1,42 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 7d).

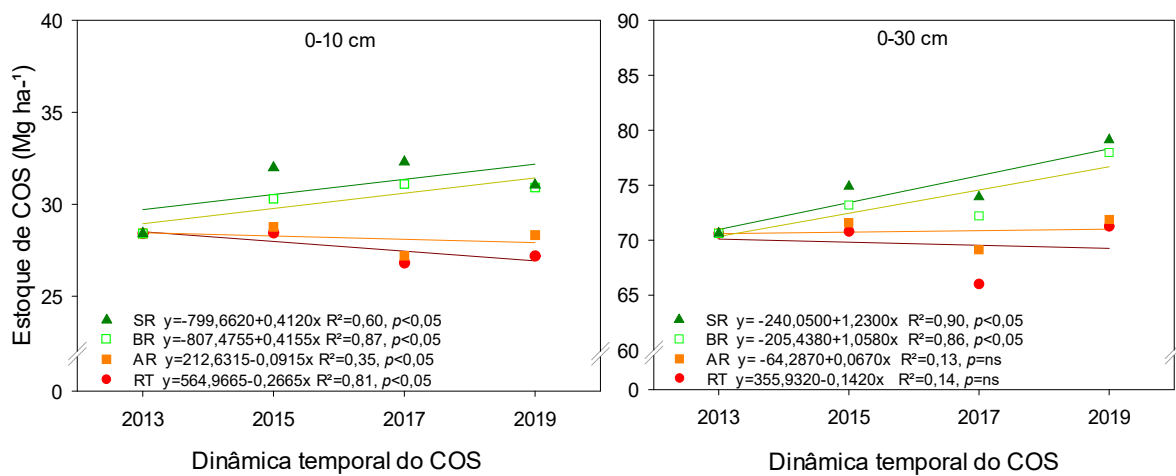
Em seis anos de remoções de palha, os estoques de COS aumentaram em ambas as profundidades do solo para BR e SR. A análise de regressão linear mostra

que a entrada cumulativa de palha afetou significativamente ( $p<0,05$ ) a mudança de COS ao longo do tempo (Figura 8). Os dados mostraram taxas de retenção de 51 e 106 kg C ha<sup>-1</sup> retido no solo para cada megagrama (Mg) de palha mantida no campo, para as camadas de 0-10 e 0-30 cm, respectivamente.



**Figura 8.** Relação entre entrada de palha cumulativa em 6 anos e estoque de COS nas profundidades de 0-10 e 0-30 cm sob os diferentes tratamentos (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção). A regressão linear significativa é representada por  $p<0,05$ . Cada um dos três pontos dos tratamentos avaliados representa os intervalos de avaliação de 2, 4 e 6 anos, correspondendo aos anos de 2015, 2017 e 2019, respectivamente. O valor “ $b$ ” da equação ( $y = a + bx$ ) indica kg de C incorporado no solo por Mg de palha por hectare.

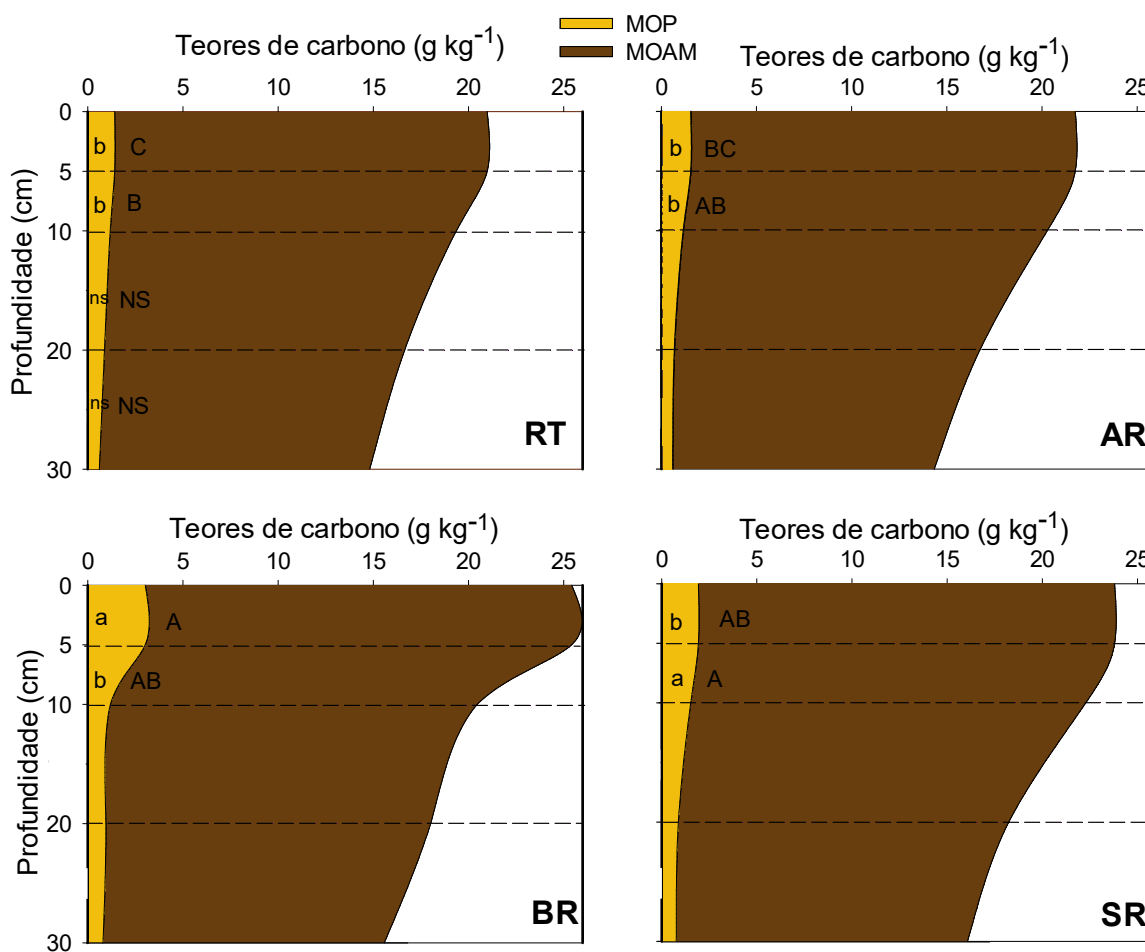
A análise da dinâmica temporal de COS permitiu observar, independentemente da camada de solo estudada (0-10 ou 0-30 cm), os tratamentos de SR e BR mostraram acúmulo de COS, enquanto RT e AR resultaram em perda de COS ao longo dos anos. Logo é observado uma correlação linear significativa ( $p<0,05$ ) de acúmulo de COS ao longo do tempo para SR e BR (Figura 9) com maior impacto positivo na camada de 0-30 cm.



**Figura 9.** Dinâmica temporal do COS em 6 anos de estudo nas profundidades de 0-10 e 0-30 cm sob diferentes taxas de remoção de palha (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção). A regressão linear significativa é representada por  $p < 0,05$ ; ns= não significativo.

#### 4.2. Efeito da remoção de palha na qualidade da matéria orgânica

Mudanças na concentração de MOP foram observadas nas camadas de 0-5 e 5-10 cm ( $p < 0,05$ ). A concentração de MOP ao longo do perfil do solo variou de 0,6 a 3,0 g kg<sup>-1</sup>, o que corresponde de 4 a 12% do COS. Já a MOAM variou de 13,7 a 22,4 g kg<sup>-1</sup>, correspondendo de 88 a 96% do COS (Figura 10). O tratamento BR (3,0 g kg<sup>-1</sup>) obteve maior concentração de MOP, a qual foi 46,2% superior em relação aos demais tratamentos na profundidade de 0-5 cm ( $p < 0,05$ ), enquanto o SR (1,5 g kg<sup>-1</sup>) foi 23,5% maior em relação aos demais tratamentos na profundidade de 5-10 cm. Nas demais profundidades, não foi observado efeito dos tratamentos na concentração de MOP ( $p < 0,05$ , Figura 10).



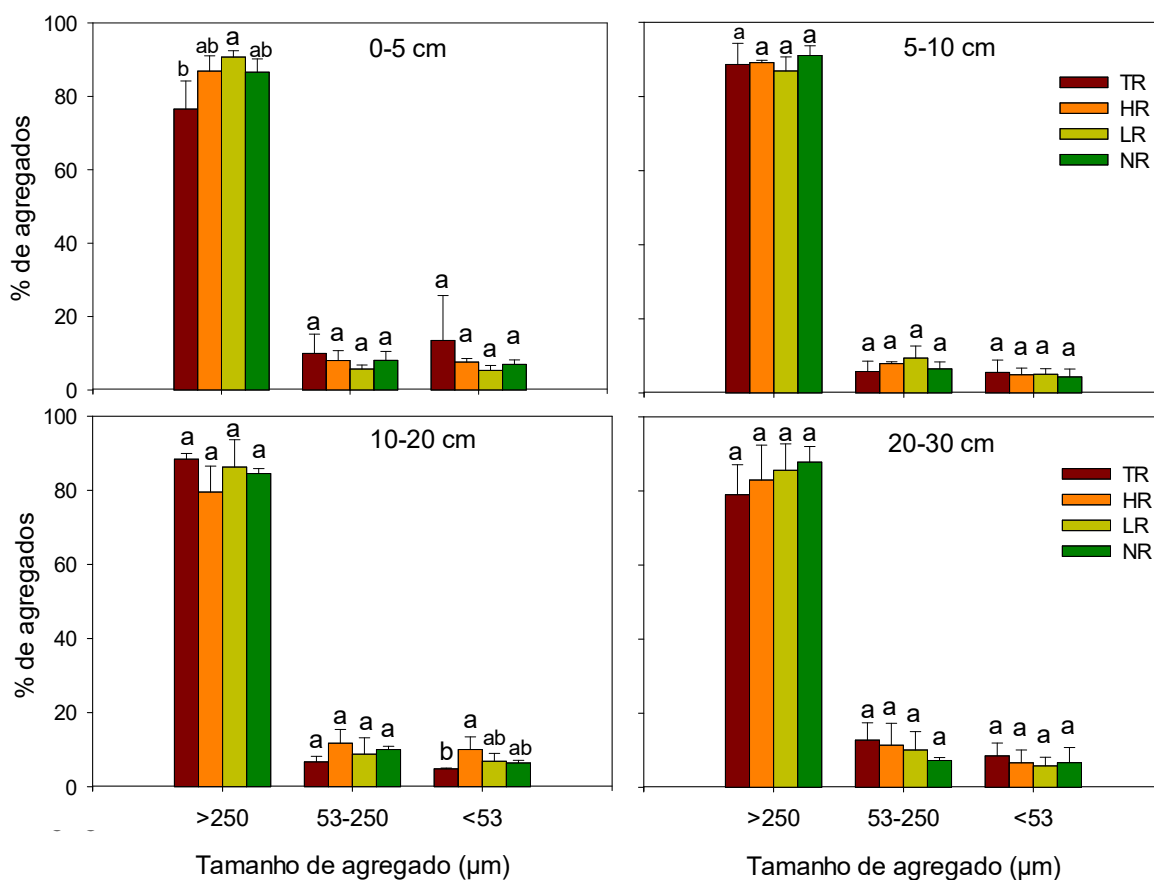
**Figura 10.** Teores de C nas frações de MOP (matéria orgânica particulada) e MOAM (matéria orgânica associada aos minerais) sob diferentes taxas de remoção de palha de cana-de-açúcar (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção) nas respectivas profundidades do solo. Letras minúsculas comparam as diferenças entre os tratamentos na fração de MOP (cor amarela), e letras maiúsculas na fração de MOAM (cor marrom) para cada profundidade (traço preto). Médias seguidas pela mesma letra não se diferenciam significativamente pelo teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

Para a fração MOAM foi observado efeito significativo das taxas de remoção de palha nas profundidades 0-5 e 5-10 cm ( $p < 0,05$ ). Na camada superficial do solo, a MOAM em BR (22,4 g kg<sup>-1</sup>) foi 12,6% superior em relação ao RT (19,5 g kg<sup>-1</sup>), já para 5-10 cm o tratamento SR (20,7 g kg<sup>-1</sup>) apresentou uma concentração de MOAM 12,4% superior quando comparado ao RT (18,2 g kg<sup>-1</sup>). Nas duas profundidades, tanto SR quanto BR apresentaram resultados similares para fração MOAM, que foram mais

elevados em relação aos demais tratamentos ( $p<0,05$ , Figura 10). De modo geral, a MOP foi a fração mais alterada pela palha, na qual a palha em BR contribuiu para o aumento de 46,2% da fração na camada de 0-5 cm. Por outro lado, a alteração proporcionalmente menor da MOAM (12,6%) evidencia que a palha também contribuiu para a formação dessa fração mais estável ao longo dos anos.

#### 4.3. Efeitos do manejo da palha na agregação e distribuição do carbono dentro dos agregados

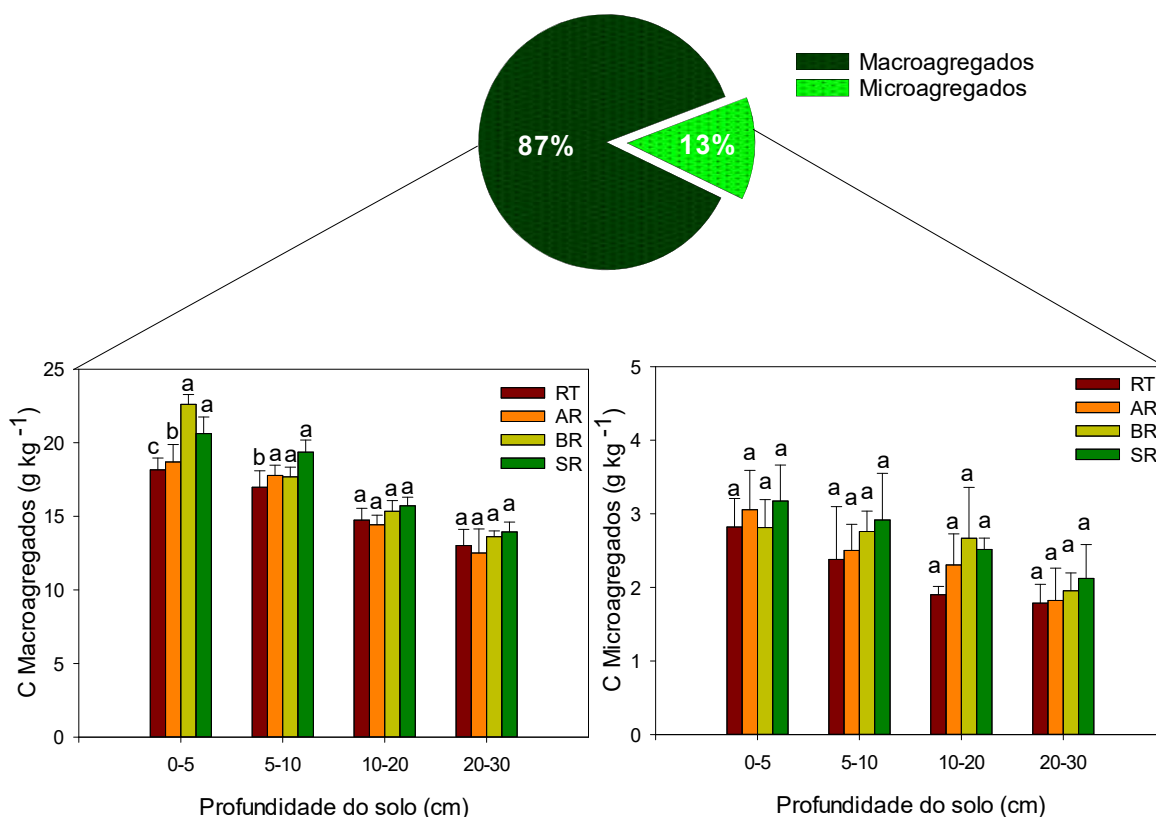
As proporções relativas à porcentagem de distribuição dos agregados foram relativamente influenciadas pelas taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar (Figura 11). Em todas as profundidades, houve maior porcentagem de macroagregados ( $>250\ \mu\text{m}$ ) quando comparado às classes de microagregados ( $53\text{--}250\ \mu\text{m}$ ) e partículas silte+argila ( $\leq 53\ \mu\text{m}$ ). O manejo da palha não influenciou significativamente a fração dos microagregados ( $53\text{--}250\ \mu\text{m}$ ). Os dados de distribuição dos agregados mostram que as taxas de remoção de palha afetaram a fração de macroagregados na profundidade de 0-5 cm, em que o tratamento BR aumentou em 16% a proporção de macroagregados quando comparado ao RT. Para a fração silte+argila ( $<53\ \mu\text{m}$ ) não foi observado diferenças entre os tratamentos nas camadas (0-5, 5-10 e 20-30 cm), no entanto o RT apresentou menor porcentagem da fração silte+argila quando comparado ao tratamento AR, na camada de 10-20 cm ( $p<0,05$ , Figura 11).



**Figura 11.** Porcentagem de distribuição das classes de agregados em macroagregados (>250 µm), microagregados (53-250 µm) e silte+argila (≤ 53 µm) em diferentes profundidades do solo (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm) em função das taxas de remoção de palha (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção). Médias seguidas pela mesma letra não se diferenciam significativamente pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

De forma geral, a contribuição dos macroagregados para o COS do solo foi de 87%, e os microagregados contribuíram com 13%, evidenciando a contribuição majoritária dos macroagregados na estocagem e proteção física do COS (Figura 12). Ao considerar a distribuição do COS na fração de macroagregados, os teores variaram de 12,5 g kg<sup>-1</sup> a 22,6 g kg<sup>-1</sup> com as maiores concentrações na superfície do solo (0-5 cm). As taxas de remoção da palha apresentaram efeito significativo ( $p < 0,05$ ) na profundidade de 0-5 cm e 5-10 cm. O conteúdo de COS em BR para os

macroagregados foi 19,7% maior em comparação ao RT, representando uma diferença de 4,4 g kg<sup>-1</sup> na camada de 0-5 cm.

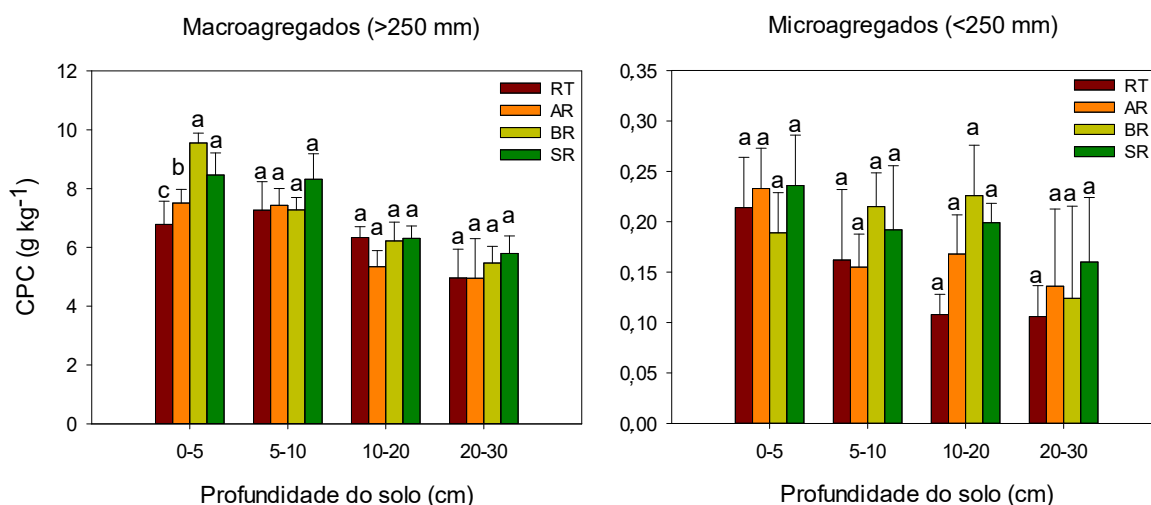


**Figura 12.** Representação da porcentagem de C total em macroagregados e microagregados. Distribuição dos teores de C (g kg<sup>-1</sup>) em macroagregados (>250  $\mu$ m) e microagregados ( $\leq$  250  $\mu$ m) em profundidades do solo (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm) em função das taxas de remoção de palha (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção). Médias seguidas pela mesma letra não se diferenciam significativamente pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Quando comparado o SR em relação ao RT, observou-se maiores teores de COS em macroagregados da ordem de 12% (2,5 g kg<sup>-1</sup> C) na camada de 0-5 cm ( $p < 0,05$ , Figura 12). De modo similar, na camada de 5-10 cm o tratamento SR apresentou maiores teores de COS (12,3%) em macroagregados comparado ao RT. Como observado, ocorre uma redução dos teores de COS em profundidades inferiores. Contrariamente aos macroagregados, os teores de COS dos microagregados não foram significativamente afetados pelos tratamentos de remoção de palha.

#### 4.4. Capacidade de preservação do carbono

De forma complementar, a capacidade de preservação do carbono (CPC) foi calculada visando um melhor entendimento sobre o impacto das taxas de remoção de palha na variabilidade dos teores de COS. A análise da CPC mostra que com o aumento da deposição de palha na superfície do solo ocorre maior preservação de COS preferencialmente em macroagregados comparado aos microagregados do solo (Figura 13). As taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar influenciaram a CPC nas diferentes profundidades e tamanhos de agregados do solo. Para a CPC de macroagregados, os dados variaram de 4,9 a 9,5 g kg<sup>-1</sup> de C, sendo encontrado maior CPC em superfície, e redução da CPC em profundidade. A análise de CPC em macroagregados sugere que BR (9,5 g kg<sup>-1</sup>) e SR (8,5 g kg<sup>-1</sup>) aumentaram a CPC em 29% e 20% comparado ao RT (6,8 g kg<sup>-1</sup>) para a profundidade de 0-5 cm, respectivamente. Não foram observadas diferenças significativas para as demais profundidades do solo.



**Figura 13.** Capacidade de preservação do carbono (CPC) dos agregados do solo a partir de diferentes taxas de manejo da palha (RT-remoção total, AR-alta remoção, BR-baixa remoção e SR-sem remoção) em diferentes profundidades do solo (0-5, 5-10, 10-20 e 20-30 cm) em macroagregados e microagregados. Médias seguidas pela mesma letra não se diferenciam significativamente pelo teste Tukey ( $p < 0,05$ ).

Não foi possível observar um padrão claro na CPC dos microagregados (Figura 13). De forma geral, os valores da CPC em microagregados variaram de 0,1 a 0,23 g kg<sup>-1</sup>, no entanto, não foram observadas diferenças significativas em nenhuma das profundidades estudadas em função das taxas de remoção da palha, evidenciando uma maior estabilidade na CPC dos microagregados.

## 5 DISCUSSÃO

### 5.1 Resposta do carbono do solo à remoção da palha de cana-de-açúcar

O aporte de resíduos da parte aérea da cana-de-açúcar é um fator primordial para a manutenção dos estoques de COS (Oliveira et al., 2017). Diversos estudos apontam os benefícios da palha de cana-de-açúcar no campo, como forma de aumentar a qualidade do solo e reduzir a perda de COS (Carvalho et al., 2017; Bordonal et al., 2018b; Cherubin et al., 2018; Battaglia et al., 2021; Cherubin et al., 2021). O presente estudo verificou que o impacto acumulado de seis anos da remoção de palha influenciou a estocagem de COS em solo de textura argilosa (Figura 7a, b). As altas taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar (AR e RT) ocasionaram perdas nos estoques de COS, enquanto as baixas taxas de remoção de palha (SR e BR) aumentaram os estoques de COS. Embora a cana-de-açúcar produza uma quantidade significativa de raízes, a palha é a principal fonte de entrada de C acima do solo, contribuindo com 70-80% no sistema solo-planta-atmosfera (Carvalho et al., 2017). Assim, a colheita mecanizada verde, além de evitar a emissão de GEE pela queima da palhada, mantém uma espessa camada de palha que protege a superfície do solo e contribui para aumentar o aporte de C ao longo do tempo.

Estes resultados ficam mais evidentes conforme a taxa de acúmulo/perda anual de COS em relação à linha de base, no qual a palha em BR e SR contribuiu para o acúmulo de COS em 1,23 e 1,42 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> para 0-30 cm respectivamente, enquanto a remoção total da palha resultou em perda de COS (Figura 7d). Esses resultados corroboram o estudo de Cerri et al. (2011), os quais observaram por revisão de literatura uma taxa média anual de acúmulo de C de 1,5 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> por ocasião da adoção da colheita mecanizada sem queima nas regiões Sudeste, Centro-oeste e Nordeste. Resultados similares foram observados por Tenelli et al. (2019), que reportaram um acúmulo máximo de 1,64 Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup> em solo argiloso sob

manutenção da palha de cana-de-açúcar. Em estudo recente, Tenelli et al. (2021) constataram um acúmulo médio de  $1,4 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  em solos argilosos sem remoção de palha da cana. Portanto, o acúmulo de COS no solo a partir de baixas taxas de remoção de palha é evidente, no entanto pode variar de acordo com o tempo de estudo e condições específicas de solo e clima (Bordonal et al., 2018). O efeito da manutenção de C no solo pode ser ainda maior em solos argilosos, com altos teores de argila, especialmente em solos tropicais, pois os solos argilosos são menos suscetíveis as perdas de COS (Dieckow et al., 2009). Isso está relacionado aos mecanismos que governam a estabilidade do COS, como a adsorção e proteção físico-química da MOS contra a ação de microrganismos, devido à alta interação com a fração argila (Dignac et al., 2017).

No geral, nossos resultados corroboram os trabalhos anteriores publicados reportando o impacto do manejo de remoção da palha em um curto período de avaliação (Tenelli et al., 2019; Moraes et al., 2020; Tenelli et al., 2021). Por exemplo, Bordonal et al., (2018b) reportaram que menores taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar por dois anos resultaram em aumentos significativos dos estoques de COS em sistema de colheita mecanizada crua, enquanto remoções excessivas resultaram em redução nos estoques de COS. Neste estudo fica evidente que a remoção total da palha afetou a preservação do COS em curta duração, o qual é um fator essencial para manter a saúde do solo e sustentabilidade da produção agrícola (Cherubin et al., 2021). O aumento linear dos estoques de COS ao longo do tempo nos tratamentos com BR ( $10 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) e SR ( $15 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) indica uma capacidade adicional do solo em sequestrar C (Figura 9). Estes resultados estão ligados às condições do ambiente, como tipo e características de solo e clima (Six et al., 2002; Thorburn et al., 2012; Amelung et al., 2020). Assim, a remoção total da palha deve ser evitada, mas uma taxa de remoção intermediária (deixar  $10 \text{ Mg ha}^{-1}$  de palha na superfície do solo) pode ser uma estratégia para aumentar a produção de bioenergia e ao mesmo tempo assegurar a qualidade do solo (Thorburn et al., 2012; Menandro et al., 2019; Melo et al., 2020).

A palha da cana-de-açúcar desempenhou um papel importante no acúmulo de COS através da quantidade cumulativa de palha retornado ao campo ao longo do tempo (Figura 8). Assumindo que a palha da cana possui uma concentração média

de C em torno de  $440 \text{ g kg}^{-1}$  (Carvalho et al., 2013; Menandro et al., 2017), os dados calculados através de regressão para os retornos cumulativos mostram que 24% do C incorporado via palha foi retido no solo para cada tonelada de palha adicionada no campo. Estes resultados são superiores aos encontrados na literatura, como por exemplo Robertson e Thorburn (2007) observaram que 13% de C ficou retido no solo por ocasião da palha de cana ao longo de cinco anos sob condições edafoclimáticas da Austrália. No entanto, conclui-se que os dados observados neste trabalho estão de acordo com resultados obtidos em canaviais do Brasil, cuja incorporação de C via palha foi de 25% em solo argiloso (Tenelli et al., 2021). Em termos de potencial sequestro de COS, a forte correlação entre as entradas cumulativas de palha e o estoque de COS aponta para a capacidade adicional de solos tropicais em sequestrar COS, uma vez que ambientes tropicais estão abaixo do potencial de saturação de COS (Briedis et al., 2016).

Por fim, a palha no solo é um componente chave na provisão de múltiplos serviços ecossistêmicos, pois além de acumular COS, tem inúmeros benefícios, como por exemplo, efeito direto sobre a ciclagem de nutrientes por meio da mineralização da MOS (Satiro et al., 2017) que contribui para sustentar a fertilidade do solo (Cherubin et al., 2019), além de proporcionar proteção contra erosão (Silva et al., 2019), e melhoria da abundância e diversidade da biota do solo (Menandro et al., 2019), a qual desempenha um papel fundamental na dinâmica e preservação da MOS. Portanto, salientamos que estratégias de manejo que tenham por objetivo aumentar os estoques de COS nos cultivos de cana-de-açúcar devem ser utilizados, como por exemplo, a rotação de culturas com leguminosas no replantio da cana em combinação com o solo coberto pelos resíduos da cultura, de forma a melhorar a sustentabilidade do sistema em longo prazo (Cherubin et al., 2021). De forma geral, os resultados obtidos reforçam a importância de remover apenas de modo racional a palha do solo, devido ao papel importante que a palha da cana desempenha no acúmulo de COS nos canaviais do Brasil.

## 5.2 Estabilização da MOS sob diferentes níveis de remoção da palha de cana-de-açúcar

Compreender os mecanismos de formação e estabilização da MOS exige um entendimento das complexas interações entre microrganismos, plantas, matriz mineral, manejo do solo e vegetação predominante (Paul, 2016). O interesse em compreender tais mecanismos que influenciam na ciclagem da MOS é evidente, especialmente associado ao aumento da preocupação com as mudanças climáticas que necessitam de respostas de mitigação das emissões de GEE.

A palha modificou fortemente a fração MOP da MOS, com maior formação dessa fração nas menores taxas de remoção da palha do solo. A palha de cana-de-açúcar possui grande quantidade de lignina e celulose, que proporcionam alta relação C/N (entre 80 a 100/1), possuindo baixa taxa de decomposição (Fortes et al., 2012). Os resultados demonstraram que essa baixa qualidade do resíduo da palha da cana-de-açúcar, tende a formar mais MOP ao invés de MOAM. De acordo com Cotrufo et al. (2013), a formação da MOS depende da matriz de eficiência microbiana focado na decomposição, transformação e estabilização da MO a partir da eficiência de uso do substrato microbiano. De forma geral, substratos mais lábeis com baixa relação C/N são utilizados de forma mais eficiente pelos microrganismos formando a MOAM, enquanto substratos mais recalcitrantes de alta relação C/N necessitam de alta energia de ativação para serem decompostos, resultando em uma menor quantidade de produtos microbianos, tendendo formar MOP.

A MOP provém de resíduos de plantas parcialmente decompostos, tendo origem vegetal, se estabilizando no solo através da recalcitrância bioquímica e/ou oclusão em agregados através de inibição microbiana (Haddix et al., 2016; Cotrufo et al., 2019, Lavallee et al., 2020). Ela é também considerada uma fração altamente vulnerável as mudanças de manejo e ambientais, como observado nesse estudo para as camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm) para BR e SR (Figura 10). Embora alocar um resíduo recalcitrante na superfície do solo aumente a formação de MOP ( $p < 0,05$ ), a formação de MOAM é menos eficiente (Sokol et al., 2019). No entanto, aumentar a formação de MOP se torna uma estratégia para preservar e armazenar C (Lugato et al., 2021) em solos com baixos teores de N (Kicklighter et al., 2019) como os de clima tropical. Curtin et al. (2019) afirmaram que a fração MOP é responsável por 10-25%

do C na maioria dos solos, indicando a capacidade de aumento do C ao longo do tempo nesta fração que não é passível de saturação (Lavallee et al., 2020). Estudando os efeitos de manutenção de serapilheira em solo tropical, Sayer et al. (2020) observaram que a contribuição da MOP representou de 8-10% do carbono total, corroborando aos dados evidenciados neste estudo (Figura 10).

Embora a fração MOAM seja afetada pelo resíduo da cana-de-açúcar nas camadas de 0-5 e 5-10 cm, a magnitude desses efeitos foi bem inferior do que o observado na MOP. No entanto, a fração MOAM estabilizado no solo correspondeu de 88 a 96% ao considerarmos o carbono total (Figura 10), sendo essa persistência associada predominantemente a fração mineral e não de um efeito direto da palha a médio prazo. A formação de MOAM pode ter acontecido de forma lenta ao longo do tempo (Lugato et al., 2021), essa persistência já era esperada, conforme estudos (Song et al., 2016; Haddix et al., 2020; Kopittke et al., 2020). Outro fator que pode ter levado ao aumento da MOAM são as características do solo de textura argilosa, pois a mineralogia contribui para a formação dessa fração (Rasmussen et al., 2018; Mitchell et al., 2020; Ramírez et al., 2021) através dos mecanismos de estabilização, definidos como interação organo-mineral e oclusão dentro de microporos intragregados (Lützow et al., 2008). Além disso, o tipo de argila predominante em solos tropicais, por exemplo, a argila 1:1 tem potencial de armazenar C devido à menor saturação de C, embora a temperatura e umidade induzam a menor estabilização do C quando comparado aos minerais de argila do tipo 2:1 (Six et al., 2002).

Nos solos tropicais os óxido-hidróxidos de Fe e Al, e minerais filossilicatos, em especial a caulinita, possuem cargas superficiais variáveis, além de terem área de superfície específica alta (Sarkar et al., 2018), sendo importantes no processo de estabilização. A interação com as superfícies minerais é um dos principais mecanismos para formação da fração com maior estabilidade ao longo do tempo (Lützow et al., 2006; Kögel Knabner et al., 2008; Sanderman et al., 2014; Kopittke et al., 2020) através de interações intermoleculares (complexação).

Embora BR tenha influenciado em maior incremento de C em MOP (46,2%), a fração MOAM também foi afetada por SR em menor proporção (12,6%), em relação a RT. A remoção indiscriminada da palha afeta o sistema radicular da cana-de-açúcar, e onde não ocorre remoção, a raiz é mais vigorosa (Melo et al., 2020), favorecendo o

aporte de C subterrâneo. A rota microbiana é essencial para a estabilização da MO (Cotrufo et al., 2015), e aportes de C via raízes e exsudados tendem a formar mais produtos microbianos (MO estável) quando comparado aos resíduos acima do solo (Sokol et al., 2019). Isso se deve ao fato de adentrarem uma área de abundância microbiana, ou seja, a rizosfera (Pries et al., 2017) favorecendo a liberação de uma matéria orgânica mais estável e de forma constante ao longo do tempo. Enquanto os resíduos acima do solo (por exemplo, lixiviado de serrapilheira) entram em regiões de baixa densidade microbiana, e tem entradas infrequentes de COS, aumentando a população microbiana apenas de forma temporária (Sokol et al., 2019; Sokol e Bradford, 2019).

Outro fator a ser considerado é a qualidade da MO formada ao longo do perfil do solo, podendo variar de forma vertical no solo através de sorção direta por meio da translocação da MOAM para profundidades inferiores do solo (Kaiser e Kalbitz, 2012). Acredita-se que as entradas de planta acima do solo contribuem fortemente para a formação de MOP nas camadas superficiais, pois essa recebe de forma direta os resíduos acima do solo, enquanto o subsolo recebe menor proporção de serrapilheira, favorecendo maior matéria orgânica dissolvida (DOM) e compostos de origem microbiana que são importantes na formação da MOAM (Zhang et al., 2021). No entanto, é necessário complementar estes resultados com estudos de longo prazo para melhorar as projeções futuras na dinâmica e contribuição de MOP e MOAM provenientes da palha de cana-de-açúcar em solos de clima tropical.

### 5.3 Implicações do manejo da palha na agregação, proteção física e capacidade de preservação do carbono no solo

A estrutura do solo é uma das características importantes e essenciais para a armazenagem do C, além de ter impacto nos processos de sustentação e desenvolvimento das plantas (Silva et al., 2021). Não somente entender que o manejo do solo influencia no aporte de MO é essencial, mas também o manejo adequado para estabilizar C no solo é importante. Embora a estrutura do solo leve um período longo para ser formada, essa pode ser facilmente desfeita em instantes se o manejo for realizado da forma incorreta (Or et al., 2021).

Neste estudo, as taxas de remoção da palha (SR, BR e AR) contribuíram para melhorar a estrutura do solo aumentando a porcentagem de macroagregados. A melhoria da agregação do solo pelo uso da palha está relacionada a um equilíbrio dinâmico entre a formação dos agregados ao longo do tempo de estudo (Sekaran et al., 2021), redução da perturbação do solo pelo efeito da palha, resultando na prevenção de processos de erosão e redução da quebra de agregados (Zheng et al., 2018), além de reduzir o impacto da gota da chuva. Resultados semelhantes foram observados por Chellappa et al. (2021) ao utilizar um manejo conservacionista e não remover a palha da superfície do solo, aumentando a formação de agregados.

A formação de agregados é explicada pelo aumento dos teores de COS proporcionado pelo efeito da palha no solo, favorecendo maior agregação de macroagregados, em que o COS do solo atuou como agente cimentante, estabilizando os agregados do solo (Six et al., 2002; Hoffland et al., 2020). A distribuição dos agregados proporcionou a identificação de uma hierarquia de agregados. A teoria hierárquica sugere que agentes de ligação transitória (raízes finas, hifas fúngicas e COS) ligam microagregados para formar macroagregados (Tisdall e Oades, 1982), portanto ocorre um aumento da concentração de C seguido por um aumento do tamanho da fração agregada (Six et al., 2000; Six et al., 2004). Silva et al. (2021) obtiveram resultados semelhantes após não remover a palha de milho em um Latossolo argiloso, em que maiores teores de CO influenciou uma maior quantidade de macroagregados, e menor quantidade de microagregados. A manutenção da serapilheira na superfície acelera a decomposição por parte dos microrganismos, o resíduo decomposto tende a formar CO dentro de microagregados, aumentando a formação de macroagregados (Yin et al., 2018).

Ainda que os microagregados sejam reconhecidamente importantes na estabilização final do C em solos de clima temperado (Totsche et al., 2018), para solo de clima tropical, os macroagregados são essenciais para garantir o armazenamento e posterior acúmulo de C (Tivet et al., 2013; Ferreira et al., 2018; Hok et al., 2021; Silva et al., 2021). A contribuição da palha teve um efeito significativo na porcentagem de agregados através do aumento do teor de C (Chellappa et al., 2021). Os macroagregados atuaram como armazenamento inicial dos resíduos vegetais adicionados no solo, enquanto frações menores, como silte+argila tendem atuar como

produto na estabilização final (Liu et al., 2018). Estudos recentes sobre a estabilização do C entre as frações de agregados revelaram que o fluxo de C ocorre dos macroagregados para frações menores, incluindo os microagregados e silte+argila (Liu et al., 2018; Atere et al., 2020).

Para este experimento, a palha no solo foi importante para aumentar a porcentagem de macroagregados que favorecem o mecanismo de proteção física do C por oclusão, sendo esse processo fundamental para o sequestro de COS (Six et al., 2002; Guimarães et al., 2018). Por exemplo, a entrada da palha em BR aumentou em 19,7% o C em macroagregados na camada superficial do solo (0-5 cm), comprovando que nesse sistema os resíduos vegetais se transformam em MOS à medida que ocorre a decomposição.

É importante não apenas considerar que a palha da cana-de-açúcar aporta C no solo, mas entender como esse C é preservado se torna fundamental. Nossos resultados sugerem que os agregados do solo têm um importante papel na capacidade de preservação do carbono (CPC). Uma vez que os agregados do solo atuam na preservação do COS, altas taxas de remoção de palha levam à redução da CPC devido a menor agregação (Figura 13).

Foi observada maior CPC para a fração dos macroagregados independente da taxa de remoção de palha utilizada. Estes resultados estão de acordo com demais autores que encontraram maior CPC em frações de macroagregados independente do tratamento utilizado (Benbi et al., 2016; Ndzelu et al., 2020; Sekaran et al., 2021). A maior CPC em macroagregados pode estar relacionado a menor taxa de perda de C a partir da decomposição microbiana da MOS (Choudhury et al., 2014) indicando o potencial desta fração para armazenamento de COS.

Embora maior CPC tenha sido observada para os macroagregados, a palha da cana em BR influenciou no aumento da CPC em até 29% para essa fração na camada de 0-5 cm. Isso pode estar relacionado ao fato de que a palha tende a preservar a estrutura de poros dos macroagregados, além disso a incorporação da palha contribui de forma direta para o aumento do COS (Song et al., 2019) elevando a CPC. Além disso, a menor perturbação do solo pelo efeito de cobertura da palha, induz maior proteção de COS intra-macroagregado, resultando em menor exposição do C à atividade microbiana (Song et al., 2016; Chellappa et al., 2021). Esta proteção física

do COS ocorre em função de barreiras físicas entre decompositores e substâncias orgânicas e/ou em função das condições micro ambientais que incapacitam os decompositores, que são fortemente influenciadas pela arquitetura da rede de poros (Kravchenko e Guber, 2017; Wiesmeier et al., 2019).

O CO associado aos agregados reduz o impacto das forças destrutivas (Hok et al., 2021), podendo aumentar a formação de microagregados dentro de macroagregados (Denef et al., 2004). Estes resultados apontam que com o aumento da taxa de deposição da palha, a CPC é intensificada e o COS em macroagregados tende a aumentar, sendo um reservatório importante de COS. Logo, o aporte de palha ao longo do tempo, é potencialmente importante para armazenamento de COS na camada superior do solo (Sekaran et al., 2021). No entanto, o incremento de CPC necessita da retenção do C por meio dos mecanismos de estabilização da MOS.

Embora a palha em SR e BR tenha influenciado em aumento da CPC em macroagregados, as taxas de remoção de palha não afetaram a CPC nos microagregados, indicando que esta fração possui baixo turnover e a estabilização do C acontece ao longo do tempo. A preservação do C em microagregados tende a ser estabilizada por mais tempo quando comparado aos macroagregados (Six et al., 2002), devido a rotação mais lenta e maior estabilidade de C, aumentando a proteção física desse C nos microagregados (Six et al., 2000).

Nossos resultados demonstram a importância do manejo da palha em solo argiloso na preservação do COS em macroagregados e microagregados, indicando que o cultivo da cana-de-açúcar com o manejo adequado da palha no solo tem potencial para aumentar e preservar o COS.

## 6 CONCLUSÕES

Com uma taxa de baixa remoção (BR) e sem remoção (SR) de palha ocorre incremento nos teores e estoques de C do solo ao longo do tempo experimental. Quanto à contribuição da palha para a qualidade da MOS, conclui-se que a palha da cana-de-açúcar tem uma maior contribuição para a formação de MOP em relação ao MOAM, influenciado especificamente pela baixa taxa de remoção de palha.

A remoção total da palha deve ser evitada para se ter um manejo sustentável da palha de cana-de-açúcar. As taxas de remoção da palha em BR e SR no solo promoveram uma melhor estruturação e estabilidade de agregados, evidenciado pela maior distribuição de macroagregados de solo, condição essa que resultou em uma maior CPC e contribuiu para o aumento da estocagem de C no solo. Por fim, nas condições experimentais deste estudo, a manutenção de 10 Mg ha<sup>-1</sup> da palha na superfície do solo é suficiente para manter os estoques de COS. Já remoções acima desse limite ocasionaram perda de COS. No entanto, salienta-se a importância de estudos adicionais que tenham por base avaliar em escala de longo prazo a estocagem e preservação do COS a partir de diferentes taxas de remoção da palha de cana-de-açúcar.

## 7 REFERÊNCIAS

Alam MK, Bell RW, Biswas WK (2019) Increases in soil sequestered carbon under conservation agriculture cropping decrease the estimated greenhouse gas emissions of wetland rice using life cycle assessment. **Journal of Cleaner Production** 224: 72-87.

Amelung W, Bossio D, Vries W, Kögel-Knabner I, Lehmann J, Amundson R, Bol R, Collins C, Lal R, Leifeld J, Minasny B, Pan G, Paustian K, Rumpel C, Sanderman J, Van-Groeniger JW, Mooney S, Van-Wesemael B, Wander M, Chabbi A (2020) Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. **Nature Communications** 11: 5427.

Anderson-Teixeira KJ, Davis SC, Masters MD, Delucia EH (2009) Changes in soil organic carbon under biofuel crops. **Global Change Biology Bioenergy** 1: 75-96.

Aquino GS, Medina CC, Costa DC, Sharab M, Santiago AD (2017) Sugarcane straw management and its impact on production and development of ratoons. **Industrial Crops and Products** 102: 58-64.

Atere CT, Gunina A, Zhu Z, Xiao M, Liu S, Kuzyakov Y, Chen L, Deng Y, Wu J, Ge T (2020) Organic matter stabilization in aggregates and density fractions in paddy soil depending on long-term fertilization: tracing of pathways by  $^{13}\text{C}$  natural abundance. **Soil Biology and Biochemistry** 149: 107931.

Barré P, Quénéa K, Vidal A, Cécillon L, Christensen BT, Kätterer T, Macdonald A, Petit L, Plante AF, Oort FV, Chenu C (2018) Microbial and plant-derived compounds both contribute to persistent soil organic carbon in temperate soils. **Biogeochemistry** 140: 81-92.

Battaglia M, Thomason W, Fike JH, Evanylo GK, Cossel MV, Babur E, Iqbal Y, Diatta AA (2021) The broad impacts of corn stover and wheat straw removal for biofuel production on crop productivity, soil health and greenhouse gas emission: a review. **Bioenergy** 13:45-47.

Batjes NH (1996) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science** 47: 151-163.

Batjes NH (2014) Total carbon and nitrogen in the soils of the world. **European Journal of Soil Science** 65: 10-21.

Beare MH, Mcneill SJ, Curtin D, Parfitt RL, Jones HS, Dodd MB, Sharp J (2014) Estimating the organic carbon stabilisation capacity and saturation deficit of soils: a New Zealand case study. **Biogeochemistry** 120: 71-87.

Benbi DK, Singh P, Toor AS, Verma G (2016) Manure and fertilizer application effects on aggregate and mineral-associated organic carbon in a loamy soil under rice-wheat system. **Communications in Soil Science and Plant Analysis** 47: 1828-1844.

Berhane M, Xu M, Liang Z, Shi J, Wei G, Tian X (2020) Effects of long term straw return on soil organic carbon storage and sequestration rate in North China upland crops: a meta-analysis. **Global Change Biology** 26: 2686-2701.

Bordonal RO, Carvalho JLN, Lal R, Figueiredo EB, Oliveira BG, Scala Jr NL (2018) Sustainability of sugarcane production in Brazil. A Review. **Agronomy for Sustainable Development** 38: 13.

Bordonal RO, Menandro LMS, Barbosa LC, Lal R, Milori DMBP, Kolln OT, Franco HCJ, Carvalho JLN (2018) Sugarcane yield and soil carbon response to straw removal in South-central Brazil. **Geoderma** 328: 79-90.

Briedis C, Sá JCM, Lal R, Tivet F, Ferreira AO, Franchini JC, Schimiguel R, Hartman DC, Santos JZ (2016) Can highly weathered soils under conservation agriculture be C saturated?. **Catena** 147: 638-649.

Briedis C, Baldock J, Sá JCM, Santos JB, McGowan J, Milori DMBP (2020) Organic carbon pools and organic matter chemical composition in response to different land uses in Southern Brazil. **European Journal of Soil Science**. <https://doi.org/10.1111/ejss.12972>

Camargo FAO, Santos GA, Guerra JGM (1999) Macromoléculas e substâncias húmicas. In.: Camargo FAO, Santos FA (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais**. Genesis, p. 29-37.

Cambardella CA, Elliott T (1992) Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. **Soil Science Society of America Journal** 56: 777-783.

Cardoso TF, Watanabe MDB, Souza A, Chagas MF, Cavallet O, Morais ER, Nogueira LAH, Leal MRLV, Braunbeck OA, Cortez LAB, Bonomi A (2019) A regional approach to determine economic, environmental and social impacts of different sugarcane productions systems in Brazil. **Biomass and Bioenergy** 120: 9-20.

Carvalho JLN, Otto R, Franco HCJ, Trivelin PCO (2013) Input of sugarcane post-harvest residues into the soil. **Scientia agrícola** 70: 336-344.

Carvalho JLN, Hudiburg TW, Franco HCJ, Delucia EH (2017) Contribution of above and belowground bioenergy crop residues to soil carbon. **Global Change Biology Bioenergy** 9: 1333-1343.

Carvalho JLN, Nogueirol RC, Menandro LMS, Bordonal RO, Borges CD, Cantarella H, Franco HCJ (2017) Agronomic and environmental implications of sugarcane straw removal: a major review. **Global Change Biology Bioenergy** 9: 1181-1195.

Castellano MJ, Mueller KE, Olk DC, Sawyer JE, Six J (2015) Integrating plants litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbono saturation concept. **Global Change Biology** 21: 3200-3209.

Castioni GA, Cherubin MR, Menandro LMS, Sanches GM, Bordonal RO, Barbosa LC, Franco HCJ, Carvalho JLN (2018) Soil physical quality reponse to sugarcane straw removal in Brazil: a multi-approach assessment. **Soil and Tillage Research** 184: 301-309.

Cerri CC, Galdos MV, Maia SMF, Bernoux M, Feigl BJ, Powlson D, Cerri CEP (2011) Effect of sugarcane harvesting systems on soil carbon stocks in Brazil: an examination of existing data. **European Journal of Soil Science** 62: 23-28.

Chabbi A, Lehmann J, Ciais P, Loescher HW, Cotrufo MF, Don A, SanClements M, Schipper L, Six J, Smith P, Rumpel C (2017) Aligning agriculture and climate policy. **Nature Climate Change** 7:307-309.

Chellappa J, Sagar KL, Sekaran U, Kumar S (2021) Soil organic carbon, aggregate stability and biochemical activity under tilled and no-tilled agroecosystems. **Journal of Agriculture and Food Research** 4: 100139.

Chenu C, Angers DA, Barré P, Derrien D, Arrouays D, Balesdent J (2019) Increasing organic stocks in agricultural soils: knowledge gaps andd potential innovations. **Soil and Tillage Research** 188: 41-52.

Cherubin MR, Karlen DL, Cerri CEP, Franco ALC, Tormena CA, Davies CA, Cerri CC (2016) Soil quality indexing strategies for evaluating sugarcane expansion in Brazil. **Plos One** 11: e0150860.

Cherubin MR, Oliveira DMS, Feigl BJ, Pimentel LG, Lisboa IP, Gmach MR, Varanda LL, Morais MC, Satiro LS, Popin GV, Paiva SR, Santos AKB, Vasconcelos ALS, Melo PLA, Cerri CEP, Cerri CC (2018) Crop residue harvest for bionergy production and its implications on soil functioning and plant growth: a review. **Scientia Agricola** 75: 255-272.

Cherubin MR, Lisboa IP, Silva AGB, Varanda LL, Bordonal RO, Carvalho JLN, Otto R, Pavinato PS, Soltangheisi A, Cerri CEP (2019) Sugarcane straw removal: implications to soil fertility and fertilizer demand in Brazil. **Bioenergy Research** 12: 888-900.

Cherubin MR, Bordonal RO, Castioni GA, Guimarães EM, Lisboa IP, Moraes LAA, Menandro LMS, Tenelli S, Cerri CEP, Karlen DL, Carvalho JLN (2021) Soil health response to sugarcane straw removal in Brazil. **Industrial Crops and Products** 163: 113315.

Cherubini F, Peters GP, Berntsen T, Stromman AH, Hertwich E (2011) CO<sub>2</sub> emissions from biomass combustion for bioenergy: atmospheric decay and contribution to global warming. **Global Change Biology Bioenergy** 3: 413-426.

Choudhury SG, Srivastava S, Singh R, Chaudhari SK, Sharma DK, Singh SK, Sarkar D (2014) Tillage and residue management effects on soil aggregation, organic carbon dynamics and yield attribute in rice-wheat cropping system under reclaimed sodic soil. **Soil and Tillage Research** 136: 76-83.

Christensen BT (Eds.) (2000) Organic matter in soil: structure, function and turnover. Danish Institute of Agricultural Science, 95p.

Collins HP, Paul EA, Paustian K, Elliott ET (1997) Characterization of soil organic carbon relative to its stability and turnover. In.: Paul EA, Paustian K, Elliott ET, Cole CV (Eds.) **Soil organic matter in temperate agroecosystems: long-term experiments in North America**. Boca Raton, p.51-72.

CONAB – Companhia Nacional de Abastecimento (2020) Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar: dezembro de 2020. Brasília: Safra 2019-2020. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/info-agro/safras/cana>. Acesso em: 10 fev. 2021.

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento (2021) Acompanhamento da safra brasileira de cana-de-açúcar: agosto de 2021. Análise mensal. Disponível em: [https://www.conab.gov.br/infoagro/analisesdomercadoagropecuarioeextrativista/analisesdomercado/historicomensaldecanadeacucar/item/download/38920\\_33c9e80899a0ce03eb4c49d410e93197](https://www.conab.gov.br/infoagro/analisesdomercadoagropecuarioeextrativista/analisesdomercado/historicomensaldecanadeacucar/item/download/38920_33c9e80899a0ce03eb4c49d410e93197). Acesso em: 16 set. 2021.

Cotching WE (2018) Organic matter in the agricultural soil of Tasmania, Australia – a review. **Geoderma** 312: 170-182.

Cotrufo MF, Wallenstein MD, Boot CM, Deneff K, Paul E (2013) The microbial efficiency-matrix stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter?. **Global change Biology** 19: 988-995.

Cotrufo MF, Soong JL, Horton AJ, Campbell EE, Haddix ML, Wall DH, Parton WJ (2015) Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience** 8: 776-779.

Cotrufo MF, Ranalli MG, Haddix ML, Six J, Lugato E (2019) Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. **Nature Geoscience** 12: 989-994.

Curtin D, Beare MH, Qiu W, Sharp J (2019) Does particulate organic matter fraction meet the criteria for a model soil organic matter pool?. **Pedosphere** 29: 195-203.

Deneff K, Six J, Merckx R, Paustian K (2004) Carbon sequestration in microaggregates of no-tillage soils with different clay mineralogy. **Soil Science Society of American Journal** 68: 1935-1944.

Dick DP, Novotny EH, Dieckow J, Bayer C (2009) Química da matéria orgânica do solo. In.: Melo VF, Alleoni LRF (Eds.) **Química e mineralogia do solo**. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, p.1-67.

Dieckow J, Bayer C, Conceição PC, Zanatta JA, Neto LM, Milori DBM, Salton JC, Macedo MM, Mielniczuk J, Hernani LC (2009). Land use, tillage, texture and organic matter stock and composition in tropical and subtropical Brazilian soils. **European Journal of Soil Science** 60: 240-249.

Dignac MF, Derrien D, Barré P, Barot S, Cécillon L, Chenu C, Chevallier T, Freschet GT, Garnier P, Guenet B, Hedde M, Klumpp K, Lashermes G, Maron PA, Nunan N, Roumet C, Basile-Doelsh I (2017) Increasing soil carbon storage: mechanisms, effects of agricultural practices and proxies. A review. **Agronomy for Sustainable Development** 37: 14.

Diniz AL, Ferreira SS, Caten FT, Margarido GRA, Santos JM, Barbosa GVS, Carneiro MS, Souza GM (2019) Genomic resources for energy cane breeding in the post genomics era. **Computational and Structural Biotechnology Journal** 17: 1404-1414.

Duval ME, Galantini JA, Martínez JM, Limbozzi F (2018) Labile soil organic carbon for assessing soil quality: influence of management practices and edaphic conditions. **Catena** 171: 316-326.

Ellert BH, Bettany JR (1995) Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science** 75: 529-538.

Elliott ET (1986) Aggregate structure and carbon, nitrogen, and in phosphorus in native and cultivated soils. **Soil Science Society of America Journal** 50: 627:633.

FAO – Food and Agriculture organization of the United Nations (2020) World Food and Agriculture. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#home>. Acesso em: 10 fev. 2021.

Fernandez CW, Heckman K, Kolka R, Kennedy PG (2019) Melanin mitigates the accelerated decay of mycorrhizal necromass with peatland warming. **Ecology letters** 22:498-505.

Ferreira AO, Sá JCM, Lal R, Tivet F, Briedis C, Inagaki TM, Gonçalves DRP, Romaniw J (2018) Macroaggregation and soil organic carbon restoration in a highly weathered Brazilian oxisol after two decades under no-till. **Science of The Total Environment** 621: 1559-1567.

Ferreira CR, Neto ECS, Pereira MG, Guedes JN, Rosset JS, Anjos LHC (2020) Dynamic of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. **Soil and Tillage Research** 198: 104533.

Filho JSO, Santos OAQ, Rossi CQ, Diniz YVFG, Fagundes HS, Pinto LASR, Pereira W, Pereira MG (2021) Assessing the effects of harvesting with and without burning and vinasse application in sugarcane crops: evaluation of soil fertility and phosphorus pools in different ethanol production systems. **Agriculture, Ecosystems & Environment** 307: 107233.

Fortes C, Trivelin PCO, Vitti AC (2012) Long-term decomposition of sugarcane harvest residues in São Paulo state, Brazil. **Biomass and Bioenergy** 42: 189-198.

Franco ALC, Cherubin MR, Cerri CEP, Six J, Wall DH, Cerri CC (2020) Linking soil engineers, structural stability, and organic matter allocation to unravell soil carbon responses to land-use change. **Soil Biology and Biochemistry** 150, 107998.

Frous J (2018) Effects of soil macro and mesofauna on litter decomposition and soil organic matter stabilization. **Geoderma** 332: 161-172.

Galdos MV, Cantarella H, Hastings A, Hillier J, Smith P (2017) Environmental sustainability aspects of second generation ethanol production from sugarcane. In.: Buckeridge MS, Sousa AP (Eds.) **Advances of basic Science for second generation bioethanol from sugarcane**. Springer international Publishing, p. 177-195.

Gmach MR, Scarpore FV, Cherubin MR, Lisboa IP, Santos AKB, Cerri CEP, Cerri CC (2019) Sugarcane straw removal effects on soil water storage and drainage in southeastern Brazil. **Journal of Soil and Water Conservation** 74: 466-476.

Goldemberg J, Mello FFC, Cerri CEP, Davies CA, Cerri CC (2014) Meeting the global demand for biofuels in 2021 through sustainable land use change policy. **Energy Policy** 69: 14-18.

Gonzaga LC, Zotelli LC, Castro SGQ, Oliveira BG, Bordonal RO, Cantarella H, Carvalho JLN (2019) Implications of sugarcane straw removal for soil greenhouse gas emissions in São Paulo state, Brazil. **Bioenergy Research** 12: 843-857.

Gregorich EG, Ellert BH (1993) Light fraction and macroorganic matter in mineral soils. In.: Carter MR, Gregorich EG (Eds.) **Soil sampling and methods analysis**. Canadian Society of Soil Science, p. 397-407.

Gregorich EG, Beare MH, Mckim UF, Skjemstad (2006) Chemical and biology characteristics of physically uncomplexed organic matter. **Soil Science Society of America Journal** 70: 975-985.

Guimarães MF, Oliveira JF, Telles TS, Machado W, Barbosa GMC, Filho JT (2018) Soil aggregation and carbon stabilization in burn and no-burn sugarcane management systems. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences** 90: 2459-2467.

Haddix ML, Paul EA, Cotrufo MF (2016) Dual, differential isotope labeling shows the preferential movement of labile plant constituents into mineral-bonded soil organic matter. **Global Change Biology** 22: 2301-2312.

Haddix ML, Gregorich EG, Helgason BL, Janzen H, Ellert BH, Cotrufo MF (2020) Climate, carbon content, and soil texture control the Independent formation and persistence of particulate and mineral-associated organic matter in soil. **Geoderma** 363: 114160.

Hoffland E, Kuyper TW, Comans RNJ, Creamer RE (2020) Eco-funcionalidade of organic matter in soils. **Plant and Soil** 455: 1-22.

Hok L, Sá JCM, Boulakia S, Reyes M, Ferreira AO, Tivet FE, Saab S, Auccaise R, Inagaki TM, Schimiguel R, Ferreira LA, Briedis C, Canalli LBS, Kong R, Leng V (2021) Dynamics of soil aggregated-associated organic carbon based on diversity and high biomass-C input under conservation agriculture in a savana ecosystem in Cambodia. **Catena** 198: 105065.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2019) Special report on climate change, desertification, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems (SR2). Disponível em: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/07/sr2\\_background\\_report\\_final.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/07/sr2_background_report_final.pdf). Acesso em: 28 mai. 2021.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change (2021) The physical science basis. Contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernamental panel on climate change. Cambridge Univ. Press. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/> Acesso em: 04 nov. 2021.

Jenny H (Eds.) (1941) Factors of soil formation: a system of quantitative pedology. New York: DOVER PUBLICATIONS, 281p.

Juncal NP, Kaal J, Moreira JCF, Cortizas AM, Lambais MR, Otero XL, Mateo MA (2021) Cover loss in a seagrass *Posidonia oceânica* meadow accelerates soil organic matter turnover and alters soil prokaryotic communities. **Organic Geochemistry** 151: 104140.

Kaiser K, Kalbitz K (2012) Cycling downwards-dissolved organic matter in soils. **Soil Biology and Biochemistry** 52: 29-32.

Kicklighter DW, Melillo JM, Monier E, Sokolov AP, Zhuang Q (2019) Future nitrogen availability and its effect on carbon sequestration in Northern Eurasia. **Nature Communications** 10: 3024.

Kleber M, Eusterhues K, Keiluweit M, Mikutta C, Mikutta R, Nico PS (2015) Mineral organic associations: formation, properties, and relevance in soil environments. **Advances in Agronomy** 130: 1-140.

Kleber M, Lehmann J (2019) Humic substances extracted by alkali are invalid proxies for the dynamics and functions of organic matter in terrestrial and aquatic ecosystems. **Journal of Environmental Quality** 48: 207-216.

Knabner IK, Rumpel C (2018) Chapter one – advances in molecular approaches for understanding soil organic matter composition, origin, and turnover: a historical overview. **Advances in Agronomy** 149: 1-48.

Kochany EL (2018) Effect of climate change on humic substances and associated impacts on the quality of surface water and groundwater: a review. **Science of The Total Environment** 640-641: 1548-1565.

Kögel-Knabner I, Guggenberger G, Kleber M, Kandeler E, Kalbitz K, Scheu S, Eusterhues K, 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.

Kononova MM (1984) Current problems in the study of organic matter accumulation in soils under anaerobiosis. **Soil Science** 137: 419-427.

Kopttike PM, Dalal RC, Hoeschen C, Li C, Menzies NW, Mueller CW (2020) Soil organic matter is stabilized by mineral-organo associations through two Key processes: the role of the carbon to nitrogen ratio. **Geoderma** 357: 113974.

Kravchenko AN, Guber AK (2017) Soil pores and their contributions to soil carbon processes. **Geoderma** 287: 31-39.

Lal R (2016) Soil health and carbon management. **Food and Energy Security** 5: 212-222.

Lal R (2018) Digging deeper: a holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. **Global Change Biology** 24: 3285-3301.

Lavallee JM, Soong JL, Cotrufo MF (2020) Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. **Global Change Biology** 26: 261-273.

Leal MRLV, Galdos MV, Scarpore FV, Seabra JEA, Walter A, Oliveira COF (2013) Sugarcane straw availability, quality, recovery and energy use: a literature review. **Biomass and Bioenergy** 53: 11-19.

Ledo A, Smith P, Zerihun A, Whitaker J, Vicente JLV, Qin Z, McNamara NP, Zinn YL, Llorente M, Liebig M, Kuhnert M, Dondidni M, Don A, Diaz-Pines E, Datta A, Bakka H, Aguilera E, Hillier J (2020) Changes in soil organic carbon under prennial crops. **Global Change Biology** 26: 4158-4168.

Lehmann J, Kleber M (2015) The contentious nature of soil organic matter. **Nature** 528: 60-68.

Lekkerkerk L, Lundkvist H, Agren GI, Ekbohm G, Bosatta E (1990) Decomposition of heterogeneous substrates; na experimental investigation of a hypothesys on substrate and microbial properties. **Soil Biology and Biochemistry** 22: 161-167.

Liu Y, Hu C, Hu W, Wang L, Li Z, Pan J, Chen F (2018) Stable isotope fractionation provides information on carbon dynamics in soil aggregates subjected to different long-term fertilization practices. **Soil and Tillage Research** 177: 54-60.

Lugato E, Lavalle JM, Haddix ML, Panagos P, Cotrufo MF (2021) Different climate sensitivity of particulate and mineral-associated soil organic matter. **Nature Geoscience** 14: 295-300.

Luo Z, Feng W, Luo Y, Baldock J, Wang E (2017) Soil organic carbon dynamics jointly controlled by climate, carbon inputs, soil properties and soil carbon fractions. **Global Change Biology** 23: 4430-4439.

Lützow MV, Kögel-knabner I, Ekschmitt K, Matzner E, Guggenberger G, Marshner B, Flessa H (2006) Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. **European Journal of Soil Science** 57: 426-445.

Lützow MV, Kögel-knabner I, Ekschmitt K, Flessa H, Guggenberger G, Matzner E, Marshner B (2007) SOM fraction methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. **Soil Biology and Biochemistry** 39: 2183-2207.

Lützow MV, Kögel-knabner I, Ludwig B, Matzner E, Flessa H, Ekschmitt K, Guggenberger G, Marshner B, kalbitz K (2008) Stabilizations mechanisms of organic matter in four temperate soils: development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science** 171: 111-124.

Lützow MV, Kögel-knabner I (2010) Response to the concept paper: 'what is recalcitrante soil organic matter?' by markus kleber. **Environmental Chemistry** 7: 333-335.

Matoso ES, Avancini AR, Maciel KFK, Alves MC, Simon EDT, Silva MT, Dias NL, Silva DAS (2020) Influência do uso de um mix de bactérias diaztróficas na biometria e no conteúdo de clorofina de plantas de cana-de-açúcar. **Brazilian Journal of Development** 6: 7261-7274.

Melo PLA, Cherubin MR, Gomes TCA, Lisboa IP, Satiro LS, Cerri CEP, Neto MS (2020) Straw removal effects on sugarcane root system and stalk yield. **Agronomy** 10: 1048.

Menandro LMS, Cantarella H, Franco HCJ, Kölln OT, Pimenta MTB, Sanches GM, Rabelo SC, Carvalho JLN (2017) Comprehensive assessment of sugarcane straw: implications for biomass and bioenergy production. **Biofuels Bioproducts & Biorefining** 11: 488-504.

Menandro LMS, Moraes LO, Borges CD, Cherubin MR, Castioni GA, Carvalho JLN (2019) Soil macrofauna response to sugarcane straw removal for bioenergy production. **Bioenergy Research** 12: 944-957.

Mitchell E, Scheer C, Rowlings D, Cotrufo MF, Conant RT, Friedl J, Grace P (2020) trade-off between 'new' SOC stabilisation from above-ground inputs and priming of native C as determined by soil type and residue placement. **Biogeochemistry** 149: 221-236.

MME – Ministério de Minas e Energia (2017) RenovaBio. Disponível em: <http://antigo.mme.gov.br/web/guest/secretarias/petroleo-gas-natural-e-biocombustiveis/acoes-e-programas/programas/renovabio>. Acesso em: 27 mai. 2021.

Moitinho MR, Ferraudo AS, Panosso AR, Bicalho ES, Teixeira DB, Barbosa MA, Tsai SM, Borges BMF, Cannavan FS, Souza JAM, Scala Jr N L (2021) Effects of burned and unburned sugarcane harvesting systems on soil CO<sub>2</sub> emission and soil physical, chemical, and microbiological attributes. **Catena** 196: 104903.

Morais MC, Siqueira-neto M, Guerra HP, Satiro LS, Soltangheisi A, Cerri CEP, Feigl BJ, Cherubin MR (2020) Trade-offs between sugarcane straw removal and soil organic matter in Brazil. **Sustainability** 12: 9363.

Moreira BRA, Viana RS, Figueiredo PAM, Lisboa LAM, Miasaki CT, Magalhães AC, Ramos SB, Viana CRA, Trindade VDR, May A (2020) Glyphosate plus carboxylic compounds boost activity of free radical-scavenging enzymes in sugarcane. **Agriculture** 10: 1-12.

Ndzelu BS, Dou S, Zhang X (2020) Corn straw return can increase labile soil organic carbon fractions and improve water-stable aggregates in haplic cambisol. **Journal of Arid Land** 12: 1018-1030.

Oliveira DMS, Williams S, Cerri CEP, Paustian K (2017) Predicting soil C changes over sugarcane expansion in Brazil using the Daycent model. **Global Change Biology Bioenergy** 9: 1436-1446.

Oliveira DMS, Cherubin MR, Franco ALC, Santos AS, Gelain JG, Dias NMS, Diniz TR, Almeida AN, Feigl BJ, Davies CA, Paustian K, Karlen DL, Smith P, Cerri CC, Cerri CEP (2019) Is the expansion of sugarcane over pasturelands a sustainable strategy for Brazil's bioenergy industry?. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** 102: 346-355.

Or D, Keller T, Schlesinger WH (2021) Natural and managed soil structure: on the fragile scaffolding for soil functioning. **Soil and Tillage Research** 208: 104912.

Ovsepyan LA, Kuganova IN, Gerenyu VOL, Rusakov AV, Kussyakov YV (2020) Changes in fractional composition of organic matter in the soils of the forest-steppe zone during their postagrogenic evolution. **Eurasian Soil Science** 53: 50-61.

Paul EA (2016) The nature and dynamics of soil organic matter: plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization. **Soil Biology and Biochemistry** 98: 109-126.

Paustian K, Lehmann J, Ogle S, Reay D, Robertson GP, Smith P (2016) Climate-smart soils. **Nature** 532: 49-57.

Paustian K, Collier S, Baldock J, Burgess R, Creque J, Delonge M, Dungait J, Ellert B, Frank S, Goddard T, Govaerts B, Grundy M, Henning M, Izaurrealde RC, Madaras M, Mcconkey B, Porzig E, Rice C, Searle R, Seavy N, Skalsky R, Mulhern W, Jahn M (2019) Quantifying carbono for agricultural soil management: from the current status toward a global soil information system. **Carbon Management** 10: 567-587.

Payá J, Monzó J, Borrachero MV, Tashima MM, Soriano L (2018) 17- Bagasse ash. In.: Siddique R, Cachim P (Eds.) **Waste and supplementary cementitious materials in concrete**. Woodhead Publishing, p. 559-598.

Piccolo A (2002) The supramolecular structure of humic substances: a novel understanding of humus chemistry and implications in soil Science. **Advances in Agronomy** 75: 57-134.

Poeplau C, Don A, Six J, Kaiser M, Benbi D, Chenu C, Cotrufo MF, Derrien D, Gioacchini P, Grand S, Gregorich E, Griepentrog M, Gunina A, Haddix M, Kuzyakov Y, Kühnel A, Mcdonald LM, Soong J, Nieder R (2018) Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils – a comprehensive method comparison. **Soil Biology and Biochemistry** 125:10-26.

Poffenberger HJ, Olk DC, Cambardella C, Kersey J, Liebman M, Mallarino A, Six J, Castellano MJ (2020) Whole-profile soil organic matter content, compostion, and stability under cropping systems that differ in belowground inputs. **Agriculture, Ecosystems and Environment** 291: 106810.

Popin GV, Santos AKB, Melo PLA, Cherubin MR, Cerri CEP, Siqueira-Neto M (2020) Importance of sugarcane straw maintenance to prevent soil organic matter depletion in a Nitisol in the central-southern region of Brazil. **Soil Research** 59: 119–129.

Pries CEH, Bird JA, Castanha C, Hatton PJ, Torn MS (2017) Long term decomposition: the influence of litter type and soil horizon on retention of plant carbon and nitrogen in soils. **Biogeochemistry** 134: 5-16.

R Core Team (2020) R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing, Vienna, Austria. Available at: <https://www.r-project.org/>

Raij BV, Andrade JC, Cantarella H, Quaggio JA (2001) Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônomo, 284p.

Ramírez PB, Calderón FJ, Haddix M, Lugato E, Cotrufo MF (2021) Using diffuse reflectance spectroscopy as a high throughput method for quantifying soil C and N and their distribution in particulate and mineral-associated organic matter fractions. **Frontiers in Environmental Sciences** 9: 634472.

Rasmussen C, Heckman K, Wieder WR, Keiluweit M, Lawrence CR, Berhe AA, Blankinship JC, Crow SE, Druhan JL, Pries CEH, Spiotta EM, Plante AF, Schädel C, Schimel JP, Sierra CA, Thompson A, Wagai R (2018) Beyond clay: towards a improved set of variables for predicting soil organic matter content. **Biogeochemistry** 137: 297-306.

Riggers C, Poeplau C, Don A, Fröhlich C, Dechow R (2021) How much carbon input is required to preserve or increase projected soil organic carbon stocks in German croplands under climate change?. **Plant and Soil**. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04806-8>

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

Robertson AF, Thorburn PJ (2007) Management of sugarcane harvest residues: consequences for soil carbon and nitrogen. **Australian Journal of Soil Research** 45: 13-23.

Robertson AD, Paustian K, Ogle S, Wallenstein MD, Lugato E, Cotrufo MF (2019) Unifying soil organic matter formation and persistence frameworks: the MEMS model, **Biogeoscience** 16: 1225-1248.

Roscoe R, Machado PLOA (Eds.) (2002) Fracionamento físico do solo em estudos da matéria orgânica. Dourados: EMBRAPA, 86p.

Rolim GS, Aparecido LEO (2016) Camargo, Köppen and Thornthwaite climate classification systems in defining climatic regions of the state of São Paulo, Brazil. **International Journal of Climatology** 36: 636–643.

Sales CRG, Ribeiro RV, Hayashi AH, Marchiori PER, Silva KI, Martins MO, Silveira JAG, Silveira NM, Machado EC (2018) Flexibility of C4 decarboxylation and

photosynthetic plasticity in sugarcane plants under shading. **Environmental and Experimental Botany** 149: 34-42.

Samson ME, Chantigny MH, Vanasse A, Aubry SM, Angers DA (2020) Coarse mineral-associated organic matter is a pivotal fractions for SOM formation and is sensitive to the quality of organic inputs. **Soil Biology and Biochemistry** 149: 107935.

Sanderman J, Maddern T, Baldock J (2014) Similar composition but differential stability of mineral retained organic matter across four classes of clay minerals. **Biogeochemistry** 121: 409-424.

Sanderman J, Hengl T, Fiske GJ (2017) Soil carbon debt of 12,000 years of human land use. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 114: 9575-9580.

Santos HG, Jakomine PKT, Anjos LHC, Oliveira VA, Lumberras JF, Coelho MR, Almeida JA, Araujo-Filho JC, Oliveira JB, Cunha TJF (5 Eds.) (2018). Sistema brasileiro de classificação de solos. Embrapa, 350p.

São Paulo (2002) Lei Estadual nº11.241/2002: Dispõe sobre a eliminação gradativa da queima da palha de cana-de-açúcar e dá providências correlatas. Disponível em: <https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/lei/2002/lei-11241-19.09.2002.html>. Acesso em: 28 mai. 2021.

Sarkar B, Singh M, Mandal S, Churchman GJ, Bolan NS (2018) Chapter 3 – Clay minerals – organic matter interactions in relation to carbon stabilization in soils. In.: Garcia C, Nannipieri P, Hernandez T (Eds.) **The future of soil carbon**. Academic press, p. 71-86.

Satiro LS, Cherubin MR, Safanelli JL, Lisboa IP, Junior PRR, Cerri CEP, Cerri CC (2017) Sugarcane straw removal effects on utisols and oxisols in South-central Brazil. **Geoderma Regional** 11: 86-95.

Sayer EJ, Baxendale C, Birkett AJ, Bréchet LM, Castro B, Byrne DK, Sangil LL, Rodtassana C (2020) Altered litter inputs modify carbon and nitrogen storage in soil organic matter in a lowland tropical forest. **Biogeochemistry**. <https://doi.org/10.1007/s10533-020-00747-7>

Scharlemann JPW, Tanner EVJ, Hiederer R, Kapos V (2014) Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. **Carbon Management** 5: 81-91.

Schlesinger W, Amundson R (2019) Managing for soil carbon sequestration: Let's get realistic. **Global Change Biology** 25: 386-389.

Sekaran U, Sagar KL, Kumar S (2021) Soil aggregates , aggregate-associated carbon and nitrogen, and water retention as influenced by short and long-term no-till systems. **Soil and Tillage Research** 208: 104885.

Silva IR, Mendonça ES (2007) Matéria orgânica do solo. In.: Novais RF, Alvarez VVH, Barros NF, Fontes RLF, Cantarutti RB, Neves JCL (Eds.) **Fertilidade do solo**. Sociedade Brasileira de ciência do Solo, p. 275-374.

Silva AGB, Lisboa IP, Cherubin MR, Cerri CEP (2019) How much sugarcane straw is needed for covering the soil?. **Bioenergy Research** 12: 858-864.

Silva PA, Lima BH, Scala Jr NL, Peruzzi NJ, Chavarette FB, Panosso AR (2020) Spatial variation of soil carbon stability in sugarcane crops, central-south of Brazil. **Soil and Tillage Research** 202: 104667.

Silva WKM, Neves TI, Silva CS, Carvalho M, Abrahão R (2020) Sustainable enhancement of sugarcane fertilization for energy purposes in hot climates. **Renewable Energy** 159: 547-552.

Silva MF, Fernandes MMH, Fernandes C, Silva AMR, Ferraudo AS, Coelho AP (2021) Contribution of tillage systems and crop succession to soil structuring. **Soil and Tillage Research** 209: 104924.

Simões MS, Ferreira SS, Grandis A, Rencoret J, Persson S, Floh ELS, Ferraz A, Río JCD, Buckeridge MS, Cesarino I (2020) Differentiation of tracheary elements in sugarcane suspension cells involves changes in secondary wall deposition and extensive transcriptional reprogramming. **Frontiers in Plant Science** 18: 617020.

Six J, Elliott ET, Paustian K (2000) Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology and Biochemistry** 32: 2099-2103.

Six J, Conant RT, Paustian K (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturations in soils. **Plant and Soil** 241: 155-176.

Six J, Bossuyt H, Degryze S, Denef K (2004) A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. **Soil and Tillage Research** 79: 7-31.

Sohi SP, Mahieu N, Arah JRM, Powlson DS, Madari B, Gaunt JL (2001) A procedure for isolating soil organic matter fraction suitable for modeling. **Soil Science Society of America Journal** 65: 1121-1168.

Sokol NW, Bradford MA (2019) Microbial formation of stable soil carbon is more efficient from belowground than aboveground input. **Nature Geoscience** 12: 46-53.

Sokol NW, Sanderman J, Bradford MA (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: 12-24.

Sollins P, Homann P, Caldwell BA (1996) Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. **Geoderma** 74: 65-105.

Sollins P, Kramer MG, Swanston C, Lajtha K, Filley T, Aufdenkampe AK, Wagai R, Bowden RD (2009) Sequential density fractionation across soils of a contrasting mineralogy: evidence for both microbial and mineral controlled soil organic matter stabilization. **Biogeochemistry** 96: 209-231.

Song KE, Yang J, Xue Y, Lv W, Zheng X, Pan J (2016) Influence of tillage practices and straw incorporation on soil aggregates, organic carbon, and crop yields in a rice-wheat rotation system. **Scientific Reports** 6: 36602.

Song KE, Zheng X, Lv W, Qin Q, Sun L, Zhang H, Xue Y (2019) Effects of tillage and straw return on water-stable aggregates, carbon stabilization and crop yield in a estuarine alluvial soil. **Scientific Reports** 9: 4586.

SSSA – Soil Science Society of America (2019) Glossary of soil science terms. Disponível em: <https://www.soils.org/publications/soils-glossary/>. Acesso em: 12 fev. 2021.

Stevenson FJ (Eds.) (1994) Humus chemistry: genesis, composition, reactions. New York: JOHN WILEY & SONS, 496p.

Su Y, Yu M, Xi H, Lv J, Ma Z, Kou C, Shen A (2020) Soil microbial Community shifts with long-term of different straw return in wheat-corn rotation system. **Scientific Reports** 10: 6360.

Swift RS (1996) Organic matter characterization. In.: Sparks DL, Page AL, Helmke PA, Loeppert RH, Soltanpour PN, Tabatabai MA, Johnston CT, Sumner ME (Eds.) **Methods of soil analysis**. Ssa book series, p. 1011-1069.

Teixeira PC, Donagemma GK, Fontana A, Teixeira WG (3 Eds.) (2017). Manual de métodos de análise de solos. Embrapa, 573p.

Tenelli S, Bordonal RO, Barbosa LC, Carvalho JLN (2019) Can reduced tillage sustain sugarcane yield and soil carbon if straw is removed?. **Bionergy Research** 12:764-777.

Tenelli S, Bordonal RO, Cherubin MR, Cerri CEP, Carvalho JLN (2021) Multilocation changes in soil carbon stocks from sugarcane straw removal for bioenergy production in brazil. **Global Change Biology Bioenergy** 13: 1099-1111.

Thorburn PJ, Meier EA, Collins K, Robertson FA (2012) Changes in soil carbon sequestration, fractionation and soil fertility in response to sugarcane residue retention are site-specific. **Soil and Tillage Research** 120: 99-111.

Thornthwaite CW (1948) An Approach toward a Rational Classification of Climate. **Geographical Review** 38: 55–94.

Tisdall JM, Oades JM (1982) Organic matter and water-stable aggregates in soils. **European Journal of Soil Science** 33: 141-163.

Tivet F, Sá JCM, Lal R, Briedis C, Borszowskei PR, Santos JB, Farias A, Eurich G, Hartman DC, Junior NM, Bouzinac S, Séguy L (2013) Aggregate C depletion by plowing and its restoration by diverse biomass-C inputs under no-till in sub-tropical and tropical regions of Brazil. **Soil and Tillage Research** 126: 203-218.

Tokarski D, Wiesmeier M, Weissmannová DH, Kalbitz K, Demyan MC, Kuceriki J, Siewert C (2020) Linking thermogravimetric data with soil organic carbon fractions. **Geoderma** 362: 114124.

Totsche KU, Amelung W, Gerzabek MH, Guggenberger G, Klumpp E, Knief C, Lendhorff E, Mikutta R, Peth S, Prechtel A, Ray N, Kögel-Knabner I (2018) Microaggregates in soil. **Journal of Plant nutrition and Soil Science** 181: 104-136.

Wang X, Wang C, Cotrufo MF, Sun L, Jiang P, Liu Z, Bai E (2020) Elevated temperature increases the accumulation of microbial necromass nitrogen in soil via increasing microbial turnover. **Global Change Biology** 26: 5277-5289.

Wiesmeier M, Urbanski L, Hobley E, Lang B, Lützow MV, Marin-Spiotta E, Wesemael BV, Rabot E, Ließ M, Garcia-Franco N, Wollschläger U, Vogel HJ, Kögel-Knabner I (2019) Soil organic carbon storage as a Key function of soils – a review of drivers and indicators at various scales. **Geoderma** 333: 149-162.

Williams EK, Fogel ML, Berhe AA, Plante AF (2018) Distinct bioenergetic signatures in particulate versus mineral-associated soil organic matter. **Geoderma** 330: 107-116.

Xu H, Sieverding H, Kwon H, Clay D, Stewart C, Johnson JM, Qin Z, Karlen DL, Wang M (2019) A global meta-analysis of soil organic carbon response to corn stover removal. **Global Change Biology Bioenergy** 11: 1215-1233.

Yin T, Zhao CX, Yan CR, Du ZL, He WK (2018) inter-annual changes in the aggregate-size distribution and associated carbon of soil and their effects on the straw-derived carbon incorporation under long-term no-tillage. **Journal of Integrative Agriculture** 17: 2546-2557.

Yu L, Luo S, Xu X, Gou Y, Wang J (2020) The soil carbon cycle determined by geochip 5.0 in sugarcane and soybean intercropping systems with reduced nitrogen input in South China. **Applied Soil Ecology** 155: 103653.

Zhang L, Chen X, Xu Y, Jin M, Ye X, Gao H, Chu W, Mao J, Thompson ML (2020) Soil labile organic carbon fractions and soil enzyme activities after 10 years of continuous fertilization and wheat residue incorporation. **Scientific Reports** 10: 11318.

Zhang Y, Lavallee JM, Robertson AD, Even R, Ogle SM, Paustian K, Cotrufo MF (2021) Simulating measurable ecosystem carbon and nitrogen dynamics with the mechanistically defined MEMS 2.0 model. **Biogeoscience** 18: 3147-3171.

Zhao D, Zhu K, Momotaz A, Gao X (2020) Sugarcane plant growth and physiological responses to soil salinity during tillering and stalk elongation. **Agriculture** 10: 608.

Zheng H, Liu W, Zheng J, Luo Y, Li R, Wang H, Qi H (2018) Effect of long-term tillage on soil aggregates and aggregate-associated carbon in black soil of Northeast China. **Plos One** 13: e0199523.