

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA DO SOLO

Ana Paula Mezzalira

**ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO-¹³C DE RESÍDUOS
CULTURAIS NO SOLO AFETADA PELA QUALIDADE, MANEJO
DOS RESÍDUOS E TEOR DE CARBONO DO SOLO**

Santa Maria, RS
Agosto, 2020

Ana Paula Mezzalira

**Estabilização do carbono-¹³C de resíduos culturais no solo afetada pela qualidade,
manejo dos resíduos e teor de carbono do solo**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo**.

Orientador: Dr. Sandro José Giacomini

Santa Maria, RS
2020

Mezzalira, Ana Paula
ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO- 13C DE RESÍDUOS CULTURAIS
NO SOLO AFETADA PELA QUALIDADE, MANEJO DOS RESÍDUOS E
TEOR DE CARBONO DO SOLO / Ana Paula Mezzalira.- 2020.
45 p.; 30 cm

Orientador: Sandro José Giacomini
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2020

1. Decomposição 2. Raízes 3. Parte aérea 4. Matéria
orgânica 5. Solos I. Giacomini, Sandro José II. Título.

Ana Paula Mezzalira

**ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO- ¹³C DE RESÍDUOS CULTURAIS AFETADA PELA
QUALIDADE, MANEJO DOS RESÍDUOS E TEOR DE CARBONO DO SOLO**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Ciência do Solo**.

Aprovado em 28 de agosto de 2020:

Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)

Douglas Adams Weiler, Dr. (UFSC)

Raquel Schmatz; Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS

2020

Agradecimento

À Deus pelo dom da vida e bênçãos no meu caminho.

Aos meu pais Edézio André Mezzalira e Lucimar Diaz Mezzalira e a minha irmã Ana Caroline Mezzalira pelo amor, ensinamentos e me mostrar que mesmo quando o caminho é difícil sempre devemos insistir e lutar pelo que queremos.

Ao prof. Dr. Sandro José Giacomini pela orientação, auxílio e amizade durante essa jornada.

Ao meu amado esposo Patrick Leal Pinheiro pelo amor, companheirismo e força para que pudesse superar qualquer obstáculo.

Aos meus anjos, *in memoriam*, Hermenegilda Madella Mezzalira, Olympio Mezzalira e Terezinha Zaparoli Diaz. Mesmo sem a presença física sei que vocês estão sempre comigo.

Aos amigos Daniela Basso Facco, Greice Kläsener, Isis Siqueira, Jaíne Rubert, Lisiane Sobucki, Pâmela Oruoski e Rodrigo Hammerschmitt pela amizade, carinho e momentos de descontração.

À família da pós-graduação LABCEN Adriane Schu, Bruno Chaves, Caren da Rosa, Douglas Adams, Getúlio Pilecco, Heitor Bazzo, Janquieli Schirrmann, José Flávio Cardoso, Lineu Leal, Nestor Bremm, Pâmela Oruoski, Raquel Schmatz, Rosemar de Queiroz, Roberta Lago Giovelli e Stefen Pujol pela amizade e convivência. Todos vocês ajudaram de alguma forma na conclusão desse trabalho.

Aos amigos e bolsistas Emanuel Leonardi, João H. Fontana, Fabieli Cervo, Mathias Rambo e Rafael Bick que foram fundamentais para a conclusão desse trabalho.

Aos amigos e funcionários do PPGCS e Departamento de Solos Douglas, Heverton e Fabiano.

Aos colegas e professores do PPGCS que de alguma forma contribuíram na realização desse trabalho.

À Universidade Federal de Santa Maria e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela oportunidade de realização do curso.

Ao CNPq pela concessão da bolsa de estudos.

À todos os meus sinceros agradecimentos!

*“Tudo que está no plano da realidade
já foi sonho um dia.”*

(Leonardo da Vinci)

RESUMO

ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO- ¹³C DE RESÍDUOS VEGETAIS NO SOLO AFETADA PELA QUALIDADE E MANEJO DOS RESÍDUOS E TEOR DE CARBONO DO SOLO

AUTOR: Ana Paula Mezzalira
ORIENTADOR: Sandro José Giacomini

A qualidade dos resíduos culturais e o teor inicial de carbono (C) do solo influenciam na estabilização de carbono (C) nas frações granulométricas da matéria orgânica do solo (MOS). No entanto, pouco se conhece sobre as interações entre esses fatores em diferentes condições de manejo e de quantidades de resíduos adicionados ao solo sobre a dinâmica de decomposição e estabilização de C no solo. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da qualidade e da quantidade de resíduo, do manejo do solo e do teor inicial de C do solo sobre a estabilização de C no solo. Em um estudo de campo com duração de 360 dias foram utilizados resíduos de parte aérea e raízes de soja e sorgo granífero marcados com ¹³C em um Argissolo Vermelho com distintos teores iniciais de C. Os resíduos de parte aérea foram aplicados em superfície e incorporados ao solo nas doses de 4 e 8 Mg ha⁻¹ enquanto os resíduos de raízes foram incorporados ao solo apenas na dose de 4 Mg ha⁻¹. O C remanescente nos resíduos e no solo foi avaliado aos 30, 180 e 360 dias. Aos 360 dias foi realizado o fracionamento físico granulométrico da MOS (<53µm e >53µm) para avaliar o índice de eficiência de estabilização (IEE) do C no solo. Aos 360 dias não houve interação entre teor de C no solo e tipo de resíduo sobre a decomposição e a recuperação de C no solo e na fração <53µm. O teor de C do solo afetou o C recuperado na fração <53µm, o qual foi maior no solo com baixo teor de C. A decomposição dos resíduos da parte aérea de soja foi mais rápida do que a de sorgo, porém o IEE foi maior com os resíduos de sorgo do que com a de soja (12 x 8%). A decomposição das raízes de soja foi menor do que as raízes de sorgo, mas apresentaram maior IEE de C (18 x 11%). O IEE do C das raízes de soja também é maior do que o IEE dos resíduos da parte aérea, enquanto com o sorgo as raízes apresentam um IEE menor do que a parte aérea. Os resultados do presente estudo indicam que a estabilização de C é maior em solo com menor teor de C, mas independe da qualidade química dos resíduos (parte aérea e raízes). Maiores IEE foram medidos com resíduos que apresentaram menores taxas de degradação na fase inicial de decomposição, indicando que a decomposição gradual permite uma maior eficiência de estabilização dos subprodutos da ação de enzimas extracelulares e dos microrganismos.

Palavras-chave: Decomposição. Raízes. Parte aérea. Matéria orgânica.

ABSTRACT

STABILIZATION OF CARBON-¹³C FROM PLANT RESIDUES IN SOIL AFFECTED BY THE QUALITY AND MANAGEMENT OF RESIDUES AND SOIL CARBON CONTENT

AUTHOR: Ana Paula Mezzalira
ADVISOR: Sandro José Giacomini

Crop residue quality and soil carbon (C) content influence the stabilization of C in the granulometric fractions of soil organic matter (SOM). However, little is known about the interactions between these factors and under different management conditions and the amounts of crop residue added to the soil on the dynamics of decomposition and stabilization of C in the soil. The aim of this study was to evaluate the effect of the quality and quantity of the residue, soil management and the initial C content of the soil on the stabilization of C in the soil. In a 360-day field study, residues from shoots and roots of soybean and grain sorghum labelled with ¹³C were used in a Typic Paludalf with different initial levels of C content. The shoots residues were applied on the surface and incorporated into the soil at rates of 4 and 8 Mg ha⁻¹ while root residues were incorporated into the soil only at the rate of 4 Mg ha⁻¹. Remaining C in the residues and in the soil at 30, 180 and 360 days were evaluated. At 360 days, the physical particle size fractionation of the SOM (<53µm and >53µm) was carried out to evaluate the stabilization efficiency index (SEI) of C in the soil. At 360 days there was no interaction between soil C content and crop residue type on the decomposition and recovery of C in the soil and in the fraction <53µm. The soil C content of the soil affected the residue-C recovered in the fraction <53µm, which was higher in the soil with low C content. The decomposition of soybean shoots was faster than that of sorghum however, the SEI was higher with sorghum residues than with soybean (12 x 8%). The decomposition of soybean roots is low than that of sorghum roots, but they have a higher SEI of C (18 x 11%). The SEI of soybean roots is also higher than the SEI of shoot residues, while with sorghum the roots have a lower SEI than the shoot. The results of the present study indicate that C stabilization is higher in soil with lower C content, but does not depend on the chemical quality of the residues (shoot and roots) and that the efficiency of C stabilization of residues in the soil is not related to high quality crop residues with high decomposition rates. Higher SEI were measured with residues that presented lower degradation rates in the initial decomposition phase, indicating that the gradual decomposition allows a greater stabilization efficiency of the by-products of the extracellular enzymes action and microorganisms.

Keywords: Decomposition. Root. Shoots. Organic matter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. ^{13}C remanescente (% do ^{13}C adicionado) nos resíduos culturais medido durante 360 dias. (a – resíduos de soja, solo com alto teor inicial de C; b – resíduos de sorgo, solo com baixo teor inicial de C; c – resíduos de soja, solo com alto teor inicial de C; d – resíduos de sorgo, solo com baixo teor inicial de C).....	38
Figura 2. ^{13}C no solo no solo integral (% do ^{13}C adicionado) medido aos 30, 180 e 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).	39
Figura 3. C-novo no solo integral (g m^{-2}) medido durante os 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).....	40
Figura 4. ^{13}C no solo (% do ^{13}C adicionado) nas frações físicas granulométricas da matéria orgânica aos 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).	41
Figura 5. C-novo no solo (g m^{-2}) nas frações físicas granulométricas da matéria orgânica aos 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).	42
Figura 6. Índice de estabilização de C dos resíduos considerando a quantidade de C adicionada (IEE_{AD} , % do C adicionado) e a quantidade decomposta (IEE_{DEC} , % do C decomposto). (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).	43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características físicas e químicas dos solos utilizados no experimento.	32
Tabela 2. Composição química das plantas de sorgo e soja utilizadas no experimento.	33
Tabela 3. Resultado da análise de variância mostrando os efeitos do teor inicial de C no solo, tipo e quantidade de resíduos culturais da parte aérea e manejo dos resíduos sobre o ^{13}C remanescente nos resíduos, ^{13}C no solo e ^{13}C -novo no solo.	34
Tabela 4. Resultados da análise de variância dos resíduos culturais de raízes no solo integral para os fatores teor inicial de C no solo (solo) e qualidade do resíduo (resíduo).	35
Tabela 5. Resultados da análise de variância para os fatores teor inicial de C no solo (solo), qualidade do resíduo (resíduo), quantidade de resíduo (dose) e manejo do solo (manejo) para os resíduos culturais de parte aérea no fracionamento físico granulométrico da MOS.	36
Tabela 6. Resultados da análise de variância para os fatores teor inicial de C no solo (solo) e qualidade do resíduo (resíduo) para os resíduos culturais de raízes no fracionamento físico granulométrico da MOS.	37

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL.....	12
1.1	HIPÓTESES	13
1.2	OBJETIVO	13
2	ARTIGO - ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO- ¹³ C DE RESÍDUOS CULTURAIS NO SOLO AFETADA PELA QUALIDADE E MANEJO DOS RESÍDUOS E TEOR DE CARBONO DO SOLO.....	14
2.1	Abstract.....	14
2.2	Introdução	15
2.3	Material e métodos	16
2.3.1	Solo e resíduos.....	16
2.3.2	Delineamento experimental	17
2.3.3	Análises dos resíduos e dos solos	18
2.3.4	Fracionamento físico granulométrico da matéria orgânica do solo.....	18
2.3.5	Cálculos	18
2.3.6	Análise estatística	20
2.4	Resultados.....	20
2.4.1	¹³ C remanescente nos resíduos	20
2.4.2	¹³ C no solo	21
2.4.3	Fracionamento físico granulométrico da matéria orgânica do solo.....	22
2.5	Discussão	23
2.5.1	Efeito da qualidade e quantidade dos resíduos, teor inicial de C e manejo do solo sobre a decomposição.....	23
2.5.2	Efeito da qualidade e quantidade dos resíduos, teor inicial de C e manejo do solo sobre o C novo no solo	25
2.6	Conclusão	28
2.7	Referências	29
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	43

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os resíduos culturais são a principal fonte de carbono (C) nos sistemas agrícolas. O acúmulo de C no solo depende da combinação de estratégias dentre elas, a implementação do sistema de plantio direto (SPD) que diminui a taxa de decomposição da matéria orgânica do solo e incrementa as entradas de C no sistema (BAYER et al., 2006; ZANATTA et al., 2007). Muitos fatores controlam a decomposição e retenção de C no solo tais como a composição química do resíduo, o manejo do solo e a quantidade de resíduo adicionada. Esses fatores são geralmente considerados em estudos e modelos que predizem a dinâmica do C (BUYSSE e AUBINET, 2010). No entanto, estudos conduzidos por Poirier et al., (2013) indicam que o teor inicial de C do solo é um fator a ser considerado pois, este pode afetar a produção de CO₂ do solo e a retenção de C a partir de resíduos culturais adicionados.

Os solos com altas concentrações inicial de C possuem maior biomassa microbiana e mantém uma melhor atividade biológica (STEVENSON e COLE 1999). Assim, a mineralização do resíduo adicionado é influenciada e ocorre uma melhor e mais rápida decomposição do resíduo que resulta em maior quantidade de C metabolizado e estabilizado a curto prazo. Entretanto, segundo a teoria da saturação de C, a superfície mineral possui uma capacidade limitada em adsorver compostos orgânicos, sobretudo na fração fina do solo (<50µm) responsável pela proteção desses compostos, o que influencia a decomposição do resíduo (CASTELLANO et al., 2015). A combinação desses efeitos pode ser comparada em estudo realizado por Poirier et al., (2013), com evidências de que solos pobres em C e que recebem uma alta quantidade de resíduos teriam maior potencial em acumular C em formas estáveis do que solos ricos em C.

A qualidade química do resíduo adicionado ao solo também pode interferir na dinâmica de decomposição e formação da biomassa microbiana no solo. Estudos iniciais presumiam que compostos químicos com características recalcitrantes, resistiam à degradação e acumulavam no solo formando a MOS estável (KLEBER e JOHNSON, 2010). No entanto, estudos conduzidos por Marschner et al., (2008) têm demonstrado que resíduos culturais com características recalcitrantes não são estabilizados preferencialmente na MOS (MARSCHNER et al., 2008). A teoria sugerida por Cotrufo et al., (2013), ao integrar os conceitos de decomposição de resíduos e estabilização de C no solo, propõe que os constituintes mais lábeis dos resíduos são a fonte dominante dos produtos microbianos. Assim, os produtos microbianos, seriam os principais precursores

da MOS estável e teriam forte interação química com a matriz mineral do solo. Logo, quanto maior a qualidade química dos resíduos e maior a matriz de estabilização do solo, ou seja, a fração mineral silte e argila, maior é a capacidade de estabilização de C-novo no solo.

A estabilização de C-novo no solo também depende de práticas de gestão agrícola. Manejos conservacionistas como o SPD que diminuem a perturbação do solo, proporcionam um aumento no conteúdo de C do solo. Porém, a estabilização desses ganhos é incerta já que o C acumulado pode estar em frações rapidamente mineralizáveis (STEWART et al., 2012, POWLSON et al., 2014). Nesse sentido, estudos conduzidos por Mitchell et al., (2018) demonstraram que a formação e estabilização de MOS é maior quando o resíduo é incorporado ao solo em relação à quando é manejado em superfície, sobretudo no início da decomposição. Tal resultado demonstra a importância da interação entre diversos fatores como, a facilidade de acesso, maior abundância e atividade de micróbios devido a posição do resíduo em profundidade além de um microclima menos variável (BLEVINS et al., 1984, HELGASON et al., 2014).

A MOS tem sido amplamente estudada quanto a sua química, dinâmica, interações e transformações microbianas e tem-se evoluído no entendimento de que o solo possui um nível de saturação de C a partir do qual o teor de matéria orgânica tende à estabilidade. No entanto, a relação entre o manejo do solo, a qualidade e quantidade dos resíduos culturais adicionados e o teor inicial de C no solo ainda não é completamente entendida. Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi compreender se o teor inicial de C do solo, a qualidade dos resíduos adicionados e o manejo do solo possuem relação com a eficiência de retenção de C-novo no solo.

1.1 HIPÓTESES

Quanto menor o estoque inicial de C do solo, maior a capacidade de retenção de C-novo proveniente dos resíduos adicionados independentemente da qualidade do resíduo.

Quanto maior a fração solúvel do resíduo adicionado e menor o déficit de saturação do solo, maior será a retenção de C-novo no solo.

1.2 OBJETIVO

Compreender se o teor inicial de C do solo, a qualidade dos resíduos adicionados e o manejo do solo possuem relação com a eficiência de retenção de C-novo no solo.

2 ARTIGO - ESTABILIZAÇÃO DO CARBONO- ¹³C DE RESÍDUOS CULTURAIS NO SOLO AFETADA PELA QUALIDADE E MANEJO DOS RESÍDUOS E TEOR DE CARBONO DO SOLO¹

2.1 Abstract

Crop residue quality and soil carbon (C) content influence the stabilization of C in the granulometric fractions of soil organic matter (SOM). However, little is known about the interactions between these factors and under different management conditions and the amounts of crop residue added to the soil on the dynamics of decomposition and stabilization of C in the soil. The aim of this study was to evaluate the effect of the quality and quantity of the residue, soil management and the initial C content of the soil on the stabilization of C in the soil. In a 360-day field study, residues from shoots and roots of soybean and grain sorghum labelled with ¹³C were used in a Typic Paluedalf with different initial levels of C content. The shoots residues were applied on the surface and incorporated into the soil at rates of 4 and 8 Mg ha⁻¹ while root residues were incorporated into the soil only at the rate of 4 Mg ha⁻¹. Remaining C in the residues and in the soil at 30, 180 and 360 days were evaluated. At 360 days, the physical particle size fractionation of the SOM (<53µm and >53 µm) was carried out to evaluate the stabilization efficiency index (SEI) of C in the soil. At 360 days there was no interaction between soil C content and crop residue type on the decomposition and recovery of C in the soil and in the fraction <53µm. The soil C content of the soil affected the residue-C recovered in the fraction <53µm, which was higher in the soil with low C content. The decomposition of soybean shoots was faster than that of sorghum, however the SEI was higher with sorghum residues than with soybean (12 x 8%). The decomposition of soybean roots is low than that of sorghum roots, but they have a higher SEI of C (18 x 11%). The SEI of soybean roots is also higher than the SEI of shoot residues, while with sorghum the roots have a lower SEI than the shoot. The results of the present study indicate that C stabilization is higher in soil with lower C content, but does not depend on the chemical quality of the residues (shoot and roots) and that the efficiency of C stabilization of

¹ Artigo elaborado de acordo com as normas da revista Plant and Soil.

residues in the soil is not related to high quality crop residues with high decomposition rates. Higher SEI were measured with residues that presented lower degradation rates in the initial decomposition phase, indicating that the gradual decomposition allows a greater stabilization efficiency of the by-products of the extracellular enzymes action and microorganisms.

Keywords: Decomposition. Root. Shoots. Organic matter.

2.2 Introdução

Os resíduos culturais são a principal fonte de C aos solos agrícolas. A seleção de sistemas de cultivo para aumentar os estoques de C no solo tem sido uma constante desde o avanço do sistema de plantio direto no Brasil, pois a retenção de C novo no solo não depende somente do tipo de manejo adotado, mas também da quantidade e composição química dos resíduos vegetais adicionados ao solo (Zanatta et al. 2007). Estudos em experimentos de campo de longa duração demonstraram que a incorporação de palha, sobretudo de cereais, muitas vezes não é eficaz no aumento da MOS (Heitkamp et al. 2012; Poeplau et al. 2015; Powlson et al. 2011). Os autores atribuem esse decréscimo na estabilização da MOS à fatores descritos inicialmente por Six et al. (2002) e mais recentemente propostas por Cotrufo et al. (2013) e Castellano et al. (2015).

Ao levar em consideração a composição química do resíduo, Cotrufo et al. (2013) mostram que resíduos de maior qualidade (p. ex. ricos em N e compostos lábeis) proporcionam maior quantidade de C retido no solo do que resíduos de menor qualidade, pois podem promover o aumento na eficiência microbiana. Com isso, menores quantidades de CO₂ são liberadas por unidade de C metabolizada pelos microrganismos e, conseqüentemente, ocorre maior liberação de subprodutos microbianos, os quais podem ser estabilizados na matriz mineral do solo. Entretanto, Castellano et al. (2015) em uma revisão sobre o efeito da qualidade dos resíduos no C do solo demonstraram que nem sempre resíduos de melhor qualidade resultam em maior retenção de C no solo. A hipótese sugerida por esses autores é atribuída ao efeito da qualidade dos resíduos ser modulado pelo teor de C do solo, sendo que, quanto mais próximo do teor de saturação de C o solo estiver menor será a importância da qualidade dos resíduos sobre a quantidade de C novo estabilizado (Six et al. 2002; Stewart et al. 2007).

Os mecanismos que integram os efeitos de qualidade de resíduo, déficit de saturação de C do solo e manejo de resíduos não são totalmente compreendidos, principalmente pelo fato de que a maioria dos estudos apresentam informações quantitativas limitadas para a parametrização de modelos. Manter o conteúdo de C significa influenciar nas propriedades físicas e no funcionamento do solo, principalmente, a estabilidade dos agregados, retenção e infiltração de água (Angers e Carter 1996; Snyder e Vazquez 2005). A matéria orgânica por meio de mecanismos complexos influencia na estrutura do solo através da formação de micro e macroagregados (Six et al. 2004), por isso, entender sua dinâmica permite entender sobre o manejo do solo e resíduos que favoreçam sua estabilização e manutenção de suas funções. Embora a qualidade dos resíduos e a saturação de C no solo parecem ter um papel importante na estabilização de C no solo, o efeito da interação entre esses dois fatores ainda é pouco conhecido. Sobre este contexto, o trabalho tem como objetivo compreender se o teor inicial de C do solo, a qualidade dos resíduos adicionados e o manejo do solo possuem relação com a eficiência de retenção de C novo no solo.

2.3 Material e métodos

2.3.1 Solo e resíduos

O solo foi coletado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (29°42'54" S, 53°42'23" W, 90 m acima do nível do mar) na camada 0-5 cm e 10-15 cm. No local, cultivado há mais de 20 anos sob sistema de plantio direto, o solo é classificado como Argissolo Vermelho Distrófico arênico (Embrapa, 2013) com textura franca arenosa. Inicialmente, os resíduos visíveis foram removidos manualmente em seguida os solos foram peneirados (4 mm Ø), homogeneizados e armazenados em sacos escuros em temperatura ambiente até a instalação do experimento. As principais características físicas e químicas do solo das duas camadas estão na Tabela 1.

Os resíduos culturais utilizados foram os de soja (*Glycine max* L.) e sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L.) enriquecidos com ^{13}C em casa de vegetação. O enriquecimento das plantas foi realizado através da aplicação de pulsos de $^{13}\text{CO}_2$, os quais iniciaram a partir da emergência das plantas e foram mantidos semanalmente até a maturação fisiológica, conforme Tahir et al. (2016). As plantas foram colhidas e

separadas em parte aérea (folhas e talos/colmos) e raízes. A parte aérea e as raízes foram secas em estufa de ar forçado à 45 °C por 48 h. Após a secagem, os resíduos foram picados manualmente em pedaços de aproximadamente 2 cm. Em seguida, os resíduos culturais foram subamostrados e moídos em moinho do tipo Willey para a determinação da fração solúvel (FS), hemicelulose (HEM), celulose (CEL) e lignina (LIG) pelo método de Van Soest (1963), conforme descrito por Redin et al. (2014). A determinação da matéria seca (MS) ocorreu após secagem de uma subamostra à 65 °C que em seguida foi finamente moída para determinação dos teores de C e N em analisador elementar (Flash EA 1112, Thermo Electron Corporation, Milan, Italy), e da abundância isotópica de ¹³C em espectrômetro de massas de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremer, Germany) acoplado a um analisador elementar (Flash 2000 IRSM Thermo Fisher Scientific, Bremer, Germany). A composição química dos resíduos é apresentada na tabela 2.

2.3.2 Delineamento experimental

O experimento foi instalado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, no delineamento inteiramente casualizado com quatro fatores e três repetições. Os tratamentos consistem na combinação de dois solos coletados na camada superficial do solo (0-5cm), com alto teor inicial de C e na camada subsuperficial do solo (10-15cm), com baixo teor inicial de C, quatro tipos de resíduos culturais (parte aérea de soja e sorgo e raízes de soja e sorgo), dois tipos de manejo de resíduos de parte aérea (superfície e incorporado) em duas doses de resíduos (4 e 8 Mg ha⁻¹) e uma dose de raiz (4 Mg ha⁻¹), além do tratamento controle, sem a adição de resíduos. As unidades experimentais foram montadas em cilindros de PVC com 66,6 cm de diâmetro interno. Cada cilindro recebeu o equivalente a 382,20 g de solo seco e a adição de resíduos de parte aérea na proporção de 50% folhas e 50% talos/colmos. Os resíduos culturais foram adicionados na proporção de 1,39 e 2,78 g para soja e sorgo, respectivamente, o que equivalem a 4 e 8 Mg ha⁻¹. O solo foi adicionado e compactado em quatro frações, até atingir a altura de 10 cm e densidade do solo de 1,1 g m⁻³. Nos tratamentos com incorporação de resíduos culturais a quantidade total foi dividida igualmente em 4 frações e misturada ao solo antes da adição da mistura aos cilindros. Os cilindros foram fechados na parte inferior com tecido Voil. Três conjuntos experimentais

foram montados para três coletas destrutivas aos 30, 180 e 360 dias após o início do experimento.

2.3.3 Análises dos resíduos e dos solos

Em cada tratamento com resíduo em superfície, o solo era separado em três camadas de 0-2,5, 2,5-5,0 e 5,0-10,0 cm. Para os tratamentos incorporados a coluna de 10 cm de solo foi considerada integralmente. Em seguida, os resíduos culturais visíveis foram removidos manualmente, o solo foi homogeneizado e peneirado a 4 mm. Os resíduos foram secos em estufa a 65°C e limpos com pincel para retirar o solo aderido e posteriormente pesados para determinação da matéria seca remanescente. Para a determinação dos teores de C total e abundância isotópica de ^{13}C , uma subamostra dos resíduos culturais e de solo foram finamente moídas em almofariz.

2.3.4 Fracionamento físico granulométrico da matéria orgânica do solo

O fracionamento físico granulométrico da MOS realizado para a data de 360 dias segue o protocolo descrito por Belesdent et al. (1991). Uma amostra de 20 g de solo seco ao ar foi adicionada a um frasco de vidro do tipo snapcap de 150 mL junto com 20 pérolas de vidro com diâmetro de 3 mm e 100 ml de água destilada. As amostras foram mecanicamente agitadas em mesa agitadora horizontal com 120 oscilações por minuto, por 16 horas para destruir os agregados e dispersar os minerais silte e argila. Após o período de agitação, as amostras de solo foram passadas por uma peneira de malha 53 μm e lavadas com água destilada até a água da lavagem estar translúcida, a fim de isolar a matéria orgânica associada aos minerais de distintas granulometrias. A fração isolada pela peneira (fração fina, <53 μm) e o material transpassado (fração grosseira, >53 μm) foram armazenados em recipientes com peso previamente determinado para posterior secagem em estufa à 60 °C. Em seguida, as amostras foram pesadas, homogeneizadas e moídas manualmente em almofariz para determinação do C total e abundância isotópica de ^{13}C .

2.3.5 Cálculos

Os valores isotópicos obtidos foram expressos em relação ao padrão internacional Vienna-Pee Dee Belemnite (V-PDB). A quantidade de ^{13}C adicionada ao solo ($^{13}\text{C}_{\text{ad}}$, mg kg^{-1}) com os resíduos culturais foi calculada através da seguinte equação:

$$^{13}\text{C}_{\text{ad}} = C_{\text{ad}} \times (e^{13}\text{C}_{\text{rc}} - e^{13}\text{C}_{\text{s}}) \quad (1)$$

sendo, C_{ad} é a quantidade de C adicionada com os resíduos culturais (mg kg^{-1}); $e^{13}\text{C}_{\text{rc}}$ e $e^{13}\text{C}_{\text{s}}$ é o excesso isotópico (atom%) dos resíduos e do solo, respectivamente.

A quantificação do ^{13}C remanescente nos resíduos e no solo ocorreu a partir das seguintes equações:

$$^{13}\text{C}_{\text{rem}} = \text{QMSrc} \times \%C \times e^{13}\text{C}_{\text{rc}} \quad (2)$$

$$^{13}\text{C}_{\text{rem}\%} = (^{13}\text{C}_{\text{rem}} / ^{13}\text{C}_{\text{ad}}) \times 100 \quad (3)$$

sendo, $^{13}\text{C}_{\text{rem}}$ e $^{13}\text{C}_{\text{rem}\%}$ representam a quantidade de ^{13}C remanescente nos resíduos em mg kg^{-1} e % do ^{13}C adicionado; QMSrc refere-se a quantidade de MS remanescente dos resíduos culturais (mg kg^{-1}); $\%C_{\text{rc}}$ é a concentração de C na MS dos resíduos remanescentes (mg kg^{-1}); e $e^{13}\text{C}_{\text{rc}}$ é o excesso isotópico de ^{13}C (atom%) nos resíduos remanescentes.

O ^{13}C no solo (C-novo) foi obtido através das equações:

$$^{13}\text{C}_{\text{solo}} = \text{QC}_{\text{s}} \times (e^{13}\text{C}_{\text{src}} - e^{13}\text{C}_{\text{s}}) \quad (4)$$

$$^{13}\text{C}_{\text{solo}\%} = (^{13}\text{C}_{\text{solo}} / ^{13}\text{C}_{\text{ad}}) \times 100 \quad (5)$$

sendo, $^{13}\text{C}_{\text{solo}}$ e $^{13}\text{C}_{\text{solo}\%}$ a quantidade de ^{13}C no solo em mg kg^{-1} e % do C adicionado, respectivamente; QC_{s} é a quantidade de C no solo (mg); $e^{13}\text{C}_{\text{src}}$ e $e^{13}\text{C}_{\text{s}}$ é o excesso isotópico em ^{13}C do solo nos tratamentos com resíduos e naqueles com somente solo, respectivamente.

Com base nos dados de ^{13}C na fração $<53 \mu$ foram calculados os índices de eficiência (IE) de estabilização para os resíduos considerando a quantidade de C adicionada ($\text{IE}_{\text{AD}} = C <53\mu / C \text{ adicionado} \times 100$) e a quantidade decomposta ($\text{IE}_{\text{DEC}} = C <53\mu / (C \text{ adicionado} - C \text{ remanescente} - C \text{ solo}) / 100$).

2.3.6 Análise estatística

Todos os dados foram submetidos a análise de variância (ANOVA). Para testar o efeito do teor inicial de C, qualidade e quantidade dos resíduos e manejo do solo sobre as interações do ^{13}C remanescente nos resíduos e no solo nas datas de 30, 180 e 360 dias e o C nas frações maior e menor que $53\mu\text{m}$ aos 360 dias foram usados os dados obtidos com os resíduos da parte aérea. Da mesma forma, foi testado o efeito do teor inicial de C do solo e qualidade dos resíduos sobre as mesmas variáveis e datas usando somente os dados obtidos com os resíduos da parte aérea e raízes, ambos incorporados ao solo e na quantidade de 4 Mg. As médias dos tratamentos foram comparadas entre si utilizando o teste de Tukey à 5%. Todos os dados foram analisados usando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2011).

2.4 Resultados

2.4.1 ^{13}C remanescente nos resíduos

As quantidades de C remanescente nos resíduos culturais decresceram com o passar do tempo, sendo que as maiores perdas ocorreram nos primeiros 30 dias de avaliação quando foi perdido em média 45% do total de C perdido nos 360 dias (Figura 1 a, b, c e d). Ao final dos 30 dias, em ambos os solos, as quantidades de ^{13}C remanescente nos resíduos da parte aérea foram menores nos resíduos incorporados do que naqueles em superfície (57 vs 66%), e menores nos resíduos de soja (44% do C adicionado) do que nos de sorgo (79% do C adicionado). Aos 180 dias, as menores quantidades de ^{13}C foram verificadas no solo com maior teor inicial de C do que no solo com menor teor de C (65 vs 74%) (Figura 1 a e b). Neste período, o ^{13}C remanescente foi de 41% com os resíduos em superfície e de apenas 22% com os resíduos incorporados ao solo. Aos 360 dias, nós verificamos efeito significativo do tipo de solo. A quantidade média de ^{13}C remanescente nos resíduos foi de 10,4% no solo com alto teor de C e de 14,7% no solo com baixo teor de C. Nessa mesma avaliação, a quantidade de ^{13}C remanescente foi maior com os resíduos em superfície do que incorporados. Quando comparados os resíduos em superfície o ^{13}C remanescente no resíduo de sorgo foi aproximadamente 2 vezes maior com 21,2 % do que o resíduo de soja com 12,4%. Contudo, quando incorporados os

resíduos não houve diferença significativa entre os tratamentos. Enquanto com os resíduos de soja não houve diferença no ^{13}C remanescente entre as quantidades de 4 e 8 Mg ha^{-1} . Para o resíduo de sorgo foi observado maior quantidade de ^{13}C remanescente na quantidade de 8 Mg ha^{-1} quando comparado a quantidade de 4 Mg ha^{-1} .

Houve interação entre solo e resíduos para raízes e parte aérea na quantidade de 4 Mg ha^{-1} (Tabela 4). Para o resíduo de soja, as raízes da soja apresentaram menor decomposição do que a parte aérea. Para o resíduo de sorgo não foram observadas diferenças significativas entre a parte aérea e as raízes. Aos 180 dias foi verificado apenas efeito isolado do solo, com maior decomposição no solo com alto teor de C. Esse comportamento foi observado aos 360 dias, quando também foi verificado efeito significativo para o tipo de resíduo. O resíduo de soja apresentou maior decomposição para a parte aérea da soja do que nas das raízes (9,3 vs 17,9%, respectivamente). Para o resíduo de sorgo não houve diferença entre a decomposição da parte aérea e das raízes (7,6%) (Figura 1 a, b, c, d).

2.4.2 ^{13}C no solo

O teor inicial de C no solo e sua interação com os resíduos da parte aérea e raízes e o manejo do solo tiveram efeito na quantidade de C recuperado no solo (% do C adicionado e g C m^{-2}) apenas a curto e médio prazo (até 180 dias) (Tabelas 3). O efeito do resíduo da parte aérea na recuperação de C no solo diminuiu entre os 30 e 360 dias para ambos os solos com exceção dos tratamentos com resíduo de sorgo (Figuras 2 e 3). Já a recuperação do C dos resíduos de soja foi maior nos primeiros 30 dias. Aos 180 dias a recuperação de C no solo passa a ser maior com os resíduos de sorgo e essa tendência seguiu até o fim do período de avaliação. Aos 360 dias a quantidade de C recuperado foi influenciada apenas pelo tipo de resíduo e pela quantidade aplicada, com interação entre o tipo de solo e resíduos da parte aérea (Tabela 3). Nesse período o teor inicial de C no solo não afetou a recuperação de C no solo. A maior quantidade de C foi medida com os resíduos da parte aérea do sorgo do que com os de soja (20,5 x 14,4 % do C adicionado e 49,8 x 36,9 g C m^{-2}). Ao final do estudo, nos dois solos, maior quantidade de C (g C m^{-2}) foi recuperada com a quantidade de 8 Mg ha^{-1} (Figura 3 a, b). No entanto, o comportamento foi distinto em cada quantidade (% do C adicionado), sendo que na dose de 4 Mg ha^{-1} foi recuperado mais C no solo com maior teor de C e na dose de 8 Mg ha^{-1} foi recuperado mais C no solo com menor teor de C (Figura 4 a, b).

Houve interação entre solo e resíduos para a quantidade de ^{13}C recuperada das raízes no solo até os 180 dias (Tabela 4). Nos dois solos, a maior quantidade de C recuperada foi obtida com as raízes dos resíduos do que com a parte aérea, independentemente, independente da cultura. Já a quantidade de C recuperada das raízes de soja foi maior no solo com menor teor de C quando comparado ao solo com maior teor de C. Aos 360 dias, apenas o tipo de resíduo afetou a quantidade de C recuperada no solo, com maior quantidade adicionada com as raízes do que com a parte aérea ($36,1 \times 18,4 \%$ do C adicionado e $51,6 \times 30,7 \text{ g C m}^{-2}$). Não houve diferenças entre as raízes da soja e do sorgo (Figuras 2 e 3).

2.4.3 Fracionamento físico granulométrico da matéria orgânica do solo

Não houve interação entre teor inicial de C no solo e a qualidade do resíduo (soja e sorgo) para a quantidade de C derivado do resíduo ($^{13}\text{C} \%$ do adicionado e g m^{-2}) recuperado na fração fina do solo ($<53\mu\text{m}$). Nós observamos apenas efeito isolado desses fatores com maior quantidade de C medida no solo com baixo teor de C e com os resíduos de sorgo (Tabela 5, figuras 4 e 5). Na fração grosseira do solo ($>53\mu\text{m}$) maior quantidade de C foi observada no solo com alto teor de C com os resíduos de sorgo. Houve interação entre o tipo de resíduo e manejo dos resíduos para a quantidade de C na fração fina e grosseira. Maior quantidade de C foi observado com a incorporação dos resíduos e com os resíduos de sorgo quando comparado ao manejo em superfície. A quantidade. A dose de resíduos não afetou a recuperação do C nas frações ($^{13}\text{C} \%$ do adicionado), mas a quantidade em g de C m^{-2} recuperada foi proporcional a quantidade aplicada, ou seja, o C recuperado na dose de 8 Mg ha^{-1} foi praticamente o dobro do que com a dose de 4 Mg ha^{-1} .

Não houve interação entre tipo de solo e tipo de resíduo (parte aérea e raízes) sobre a quantidade de C nas frações fina e grosseira do solo (Tabela 6). Na fração fina, a proporção do C adicionado recuperada com as raízes não diferiu entre soja e sorgo, mas foi maior com as raízes de soja quando expressa em g de C m^{-2} (Figura 5). Da mesma forma quando comparamos as raízes de soja com a parte aérea, maior proporção de C foi encontrada nas raízes e quando expressa em g de C m^{-2} os dois tipos de resíduo não diferiram entre si. Por fim, a quantidade de C recuperada com a parte aérea do sorgo foi maior do que com as raízes. Na fração grosseira a quantidade de C não diferiu entre as

raízes de soja e sorgo e para as duas culturas foi maior com as raízes do que com a parte aérea.

O índice de eficiência de estabilização (IEE) de C dos resíduos foi sempre maior quando calculado em relação a quantidade de C perdida (IEE_{DEC}) do que em relação a quantidade de C adicionado (IEE_{AD}). O IEE_{DEC} revela valores ainda maiores para a estabilização do C das raízes de soja aumentando ainda mais as diferenças entre parte aérea e raízes da leguminosa e entre as raízes de soja e sorgo. O IEE_{DEC} também revelou um aumento nas diferenças na eficiência dos resíduos da parte aérea de sorgo em relação aos de soja, comportamento que não foi observado entre os resíduos de sorgo (parte aérea e raízes) (Figura 6).

2.5 Discussão

2.5.1 Efeito da qualidade e quantidade dos resíduos, teor inicial de C e manejo do solo sobre a decomposição

A dinâmica de decomposição dos resíduos seguiu uma cinética clássica com uma fase inicial rápida que ocorreu até os primeiros 30 dias, seguida de outra mais lenta até o final do experimento. Essa cinética ocorre devido a rápida decomposição da fração solúvel presente nos resíduos culturais, a qual é formada principalmente de compostos de C de baixo peso molecular (Cotrufo et al. 2013). Após a exaustão dessa fração, ocorre uma redução nas taxas de decomposição em função da permanência nos resíduos de compostos mais resistentes ao ataque microbiano, ou seja, as frações mais recalcitrantes caracterizadas pela elevada relação C/N, complexos insolúveis e compostos lignocelulolíticos (Lu et al. 2003, Redin et al. 2014).

Embora a dinâmica de decomposição tenha sido semelhante entre os resíduos, a quantidade decomposta foi influenciada principalmente pela qualidade e manejo dos resíduos. Na fase inicial do experimento, a decomposição foi maior com os resíduos da parte aérea de soja do que com os de sorgo e com os resíduos incorporados do que com os resíduos mantidos na superfície. Com o passar do tempo os resíduos da parte aérea de sorgo começam a ter uma maior decomposição, onde ocorreu interação entre resíduos x manejo, sendo que ao final do experimento a decomposição da soja foi maior do que a do sorgo apenas quando os resíduos permaneceram na superfície do solo, não havendo diferença entre os resíduos quando ambos são incorporados ao solo. Isso sugere que a

disponibilidade de C lábil para a decomposição pode ser regulada não apenas pela labilidade do C nos resíduos, mas também por sua posição em relação a matriz mineral do solo. A incorporação do resíduo altera o ambiente do solo e aumenta o contato entre os resíduos culturais e constituintes do solo que por sua vez aumenta sua taxa de decomposição e melhora sua acessibilidade aos microrganismos do solo (Balesdent et al. 2000). O aumento do contato dos resíduos culturais com a matriz mineral do solo também resulta em maior decomposição pela população microbiana do solo em função da facilidade na troca de nutrientes e água, logo, pode resultar em aumento na estabilização de C a partir da proteção física do solo e formação de agregados (Angers e Recous, 1997). Esse efeito do contato parece ser maior para resíduos mais pobres em N, já que a quantidade de C remanescente dos resíduos de sorgo incorporados foi 2,6 menores do que com os resíduos na superfície e com os resíduos de soja essa diferença foi de apenas 1,4 vezes.

A decomposição das raízes apresentou um comportamento distinto entre o sorgo e a soja. Enquanto as raízes de soja sempre apresentaram menor decomposição do que os resíduos da parte aérea, as raízes de sorgo apresentaram maior decomposição do que a parte aérea na fase inicial e aos 360 dias não diferiram entre si. Assim, como observado no presente estudo, Abiven et al. (2005) e Redin et al. (2014) em estudos de laboratório, também verificaram uma maior decomposição das raízes de sorgo do que as de soja. As diferenças na decomposição dos resíduos da parte aérea e raízes pode estar ligada a presença do complexo suberina–lignina nas raízes, que afeta a ação dos microrganismos pela sua recalcitrância e também por limitar a ação enzimática pela barreira formada. Essa condição parece ser encontrada principalmente com as raízes de soja que apresentaram duas vezes mais lignina do que as raízes de sorgo. Aliado a isso, o maior diâmetro das raízes de soja em relação as de sorgo também pode ter contribuído para a menor decomposição das raízes da leguminosa.

A decomposição dos resíduos de soja e sorgo (parte aérea e raízes) foi pouco influenciada pela interação entre solo e resíduos, mas observou-se maior decomposição dos resíduos culturais no solo com maior teor de C alto do que com baixo teor de C. Isso pode indicar que possivelmente a decomposição tenha sido influenciada pela disponibilidade de nutrientes no solo já que a população microbiana também requer nutrientes do solo para poder utilizar o C e produzir energia a partir dos resíduos adicionados ao solo. Estudos conduzidos por Liu et al. (2006) mostraram que a disponibilidade inicial de nutrientes, sobretudo de N, pode estimular a taxa de

decomposição. O mesmo estudo mostrou ainda que os resíduos de baixa qualidade, seriam mais sensíveis a disponibilidade inerente de nutrientes do solo do que resíduos de alta qualidade. Esse comportamento foi observado aos 180 dias com os resíduos da parte aérea do sorgo, os quais são mais pobres em N do que os da soja, mas esse efeito não foi observado ao final dos 360 dias.

2.5.2 Efeito da qualidade e quantidade dos resíduos, teor inicial de C e manejo do solo sobre o C novo no solo

Os resíduos da parte aérea do sorgo contribuíram mais do que os resíduos de soja para a quantidade de ^{13}C no solo integral e nas frações maior e menor do que $53\ \mu\text{m}$. É importante destacar que esses resultados independem do teor inicial de C no solo. Era esperado uma maior contribuição dos resíduos da parte aérea de soja, os quais podem ser considerados de melhor qualidade, pois apresentaram maior taxa de decomposição na fase inicial do experimento. Assim, nossa hipótese baseada nos estudos de Cotrufo et al. (2013) e Castellano et al. (2015) de que quanto maior a qualidade dos resíduos adicionados e menor o déficit de saturação do solo, maior será a retenção de C-novo no solo foi negada. No entanto, nossos resultados estão parcialmente de acordo com aqueles obtidos por Córdova et al. (2018) que verificaram que resíduos de menor qualidade contribuíram quantitativamente menos do que resíduos de maior qualidade para a estabilização de C ($<53\ \mu\text{m}$), mas são mais eficientes em estabilizar C por unidade de C mineralizado. Segundo esses autores embora os resíduos de melhor qualidade apresentem uma maior taxa de decomposição sua eficiência na estabilização do C no solo é menor por: 1) a eficiência de uso de C microbiano (EUC) pode não ser maior durante o metabolismo microbiano dos resíduos de melhor qualidade, um princípio central da teoria da Eficiência Microbiana-Matrix de estabilização (EM-ME) (Cotrufo et al., 2013); 2) os resíduos de alta qualidade podem resultar em maior biomassa microbiana e subprodutos microbianos, mas a reciclagem desses compostos antes da estabilização pode reduzir a eficiência dos resíduos para o acúmulo de C.

Recentemente Liang et al. (2017) estabeleceram a hipótese de filtro microbiano para incluir duas vias distintas para a estabilização de moléculas derivadas de plantas e microrganismos. Essas duas vias são denominadas de *ex vivo* e *in vivo*. Na *ex vivo* a ação das enzimas extracelulares quebra as macromoléculas dos resíduos e liberam compostos que não são prontamente assimilados por micróbios e, portanto, suscetível a rápida

estabilização. Na *in vivo* micróbios assimilam compostos orgânicos dos resíduos e sintetizam novos compostos contendo C que são posteriormente estabilizados na matriz mineral do solo. Conforme Córdova et al. (2018) essas duas vias oferecem a possibilidade de explicar a estabilização direta de compostos derivados de plantas, bem como a inconsistência do efeito da qualidade dos resíduos na estabilização da MOS. Baseado nesses aspectos, a maior eficiência de estabilização dos resíduos da parte aérea de sorgo comparado aos de soja pode estar relacionado a maximização das vias *ex vivo* e *in vivo* da hipótese de filtro microbiano para a estabilização de C no solo.

Maior quantidade de C foi encontrada no solo com as raízes do que com os resíduos da parte aérea, independentemente do teor de C no solo. Além disso, não houve diferença entre as raízes de soja e sorgo quanto ao C recuperado no solo. Embora as raízes de sorgo e de soja tenham apresentado composição química distinta, a contribuição ao C do solo na amostra integral e nas frações maior e menor que 53 μm não diferiu entre as duas culturas. No entanto, quando consideramos o IEE_{DEC} , os valores obtidos com as raízes de soja superam aqueles com as raízes de sorgo indicando que o acúmulo de C no solo com as raízes de sorgo foi devido principalmente as diferenças nas taxas de decomposição do que nas diferenças no destino dos produtos da ação das enzimas e sua utilização por micróbios (Córdova et al., 2018). Quando comparamos o efeito das raízes com os resíduos da parte aérea na estabilização do C verificamos uma maior eficiência das raízes de soja do que a parte aérea da soja. Alguns estudos apontam uma estabilização preferencial do C das raízes, comparada ao C da parte aérea resultando em maior contribuição para o C do solo (Rasse et al., 2005). Um dos fatores indicados para isso, além das interações das raízes com a matriz do solo é a natureza recalcitrante dos resíduos das raízes, comparada aos resíduos da parte aérea (Rasse et al., 2005). Tal fato pode explicar os resultados obtidos com as raízes de soja que apresentaram maior teor de hemicelulose e lignina do que os resíduos da parte aérea desta cultura. Por outro lado, com os resíduos de sorgo uma maior eficiência foi observada com os resíduos da parte aérea do que com as raízes que também apresentaram maior teor de lignina. Esse conjunto de resultados reforçam a complexidade que existe na relação entre a qualidade de resíduos e a eficiência de estabilização de C no solo, uma vez que não foi possível estabelecer uma relação entre a composição química e a eficiência de estabilização.

O teor de C do solo afeta a quantidade de C dos resíduos recuperada no solo apenas a curto prazo. No entanto, a quantidade de C estabilizada em associação com minerais silte e argila (<53 μm) tem alta correlação com o teor inicial de C do solo ao final do

período de avaliação. O solo com baixo teor inicial de C demonstrou maior capacidade de estabilizar C a partir dos resíduos adicionados. Esses resultados corroboram com estudos realizados por Stewart et al. (2008) que verificou que o aumento do déficit de saturação de C influenciou a estabilização do C-novo. Poirier et al. (2013) ao adicionar 40 g de C resíduo kg⁻¹, verificou maior quantidade de C estabilizada na fração fina (<50 µm) do subsolo com baixa quantidade inicial de C do que na superfície do solo com alta quantidade inicial de C. Assim, solos com baixo conteúdo de C podem ter maior potencial para armazenar o C adicionado por estarem mais distantes do nível de saturação. No entanto, no presente estudo, o aumento do nível de entrada de C ou a diminuição na qualidade não tiveram efeito na estabilização do resíduo.

A maior estabilização de C em solos com baixo teor inicial de C, sobretudo com a adição de maiores quantidades de resíduo, sugere que a disponibilidade de N não limitou o metabolismo da população microbiana. A disponibilidade de N proporcionada pelos resíduos no período inicial do experimento pode compensar a limitação de nutrientes e favorecer a decomposição dos resíduos de sorgo com maior eficiência. O conteúdo de N é importante nas fases iniciais da decomposição enquanto os teores de lignina controlam os estágios posteriores da decomposição e estabilização de C (Taylor et al. 1989). Gentile et al. (2011) em estudo utilizando o fracionamento da MOS encontrou evidências de que a recalcitrância bioquímica tem influência limitada na estabilização de C à longo prazo. Voroney et al. (1989) ao comparar a estabilização de C a partir de resíduos de trigo e adição de glicose ao solo, encontraram quantidades equivalentes de C após 10 anos de avaliação mesmo com maior estabilização de C quando pela glicose na fase inicial. Com base nos resultados encontrados fica claro que a qualidade do resíduo controla a dinâmica de decomposição e acúmulo de C no solo à curto prazo. Assim, se a MOS tem maior estabilização de C a partir de produtos microbianos e compostos solúveis, a quantidade de resíduos adicionada e sua interação com a matriz mineral do solo tem maior controle sobre a formação e estabilização de C do que a composição química do resíduo adicionado inicialmente.

A incorporação dos resíduos aumentou a recuperação de C no solo apenas a curto prazo. A longo prazo, na média dos dois solos, os resíduos incorporados apresentaram maior eficiência de estabilização do que os resíduos em superfície. Esses resultados corroboram com aqueles obtidos por Leichty et al. (2020) ao avaliarem a estabilização do C proveniente de resíduos de milho. Mitchell et al. (2018) indicam que o aumento da entrada (> 10 t ha⁻¹) e a incorporação de resíduos aumentam os teores de C estabilizado

sobretudo na fração associada aos minerais. A maior formação de C-novo a partir da incorporação de resíduos pode ser resultado da combinação de uma série de fatores como o aumento da acessibilidade da população microbiana em função da posição do resíduo no solo (Helgason et al. 2014), maior abundância e atividade dos micróbios quando os resíduos são colocados em profundidade (Mitchell et al. 2018) e a formação de um microclima mais estável (Blevins et al. 1984). A combinação destes fatores acelerou a fragmentação e decomposição dos resíduos incorporados ao solo e a proximidade dos resíduos com a matriz do solo deve ter favorecido a eficiência de estabilização por meio das vias *ex vivo* e *in vivo* da teoria de filtro microbiano para a estabilização do C no solo. A maior estabilização de C com resíduos incorporados pode ser contraditória com estudos que indicam que o não revolvimento do solo e a manutenção dos resíduos em superfície como no plantio direto resulta em um aumento nos níveis de C do solo comparado aos sistemas com revolvimento do solo (Six et al. 2002; West e Post et al. 2002). No entanto, em áreas em que não há o revolvimento do solo, além do C estabilizado nos minerais existe uma importante fração de C que está protegido no interior dos agregados. A manutenção da estrutura do solo pelo não revolvimento deve a longo prazo resultar em maiores estoques de C em áreas em plantio direto do que em preparo convencional com revolvimento do solo.

2.6 Conclusão

A estabilização de C é maior em solo com baixo teor de C, mas independe da qualidade química dos resíduos (parte aérea e raízes), a). A eficiência de estabilização do C dos resíduos no solo não está relacionada a resíduos com alta qualidade que apresentam altas taxas de decomposição. Maior eficiência de estabilização foi observada em resíduos que apresentaram menores taxas de degradação na fase inicial de decomposição, indicando que a decomposição gradual pode permitir maior eficiência de estabilização dos subprodutos da ação de enzimas extracelulares e dos microrganismos durante a decomposição dos resíduos. Essa hipótese deve ser testada em estudos com uma maior diversidade de resíduos incluindo os de plantas de cobertura que são ricos em fração solúvel e em solos com diferentes capacidades de estabilização do C.

2.7 Referências

Abiven S, Recous S, Reyes V, Oliver R (2005) Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. *Biol Fert Soils*. 42:119-128. <https://doi.org/10.1007/s00374-005-0006-0>

Angers DA, Carter MR (1996) Aggregation and organic matter storage in cool, humid agricultural soils. p. 193–211. *In* M.R. Carter and B.A. Stewart (ed.) *Structure and organic matter storage in agricultural soils*. *Advan Soil Sci*, CRC Press, Boca Raton, FL

Angers DA, Recous S (1997) Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant Soil* 189:197-203. <https://doi.org/10.1023/A:1004207219678>

Balesdent J, Chenu C, Balabane M (2000) Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil Till Res* 53:215-230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5)

Balesdent J, Petraud JP, Feller C (1991) Effets des ultrasons sur la distribution granulométrique des matières organique des sols. *Sci du Sol* 29:95-106.

Blevins RL, Smith MS, Thomas GW, (1984) Changes in Soil Properties Under No Tillage. *In*: Phillips RE, Phillips SH (eds). *No-Tillage Agriculture*. Springer, Boston, MA.

Castellano MJ, Mueller KE, Olk DC, Sawyer JE, Six J (2015) Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Glob Chang Biol* 21:3200-3209. <https://doi.org/10.1111/gcb.12982>

Córdova SC, Olk DC, Dietzel RN, Mueller KE, Archontoulis SV, Castellano MJ (2018) Plant litter quality affects the accumulation rate, composition, and stability of mineral-associated soil organic matter. *Soil Biol Biochem* 125:115-124. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.07.010>

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? *Glob Chang Biol* 19:988-995. <https://doi.org/10.1111/gcb.12113>

Embrapa EB de P (2013) Sistema brasileiro de classificação de solos. 3º ed. Santos HG dos, organizador. EMBRAPA.

Ferreira DF (2011) Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia* 35:1039-1042. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>

Gentile R, Vanlauwe B, Six J (2011) Litter quality impacts short- but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. *Ecol Appl* 21:695-703. <https://doi.org/10.1007/s10705-008-92169>

Heitkamp F, Wendland M, Offenberger K, Gerold G (2012) Implications of input estimation, residue quality and carbon saturation on the predictive power of the Rothamsted Carbon Model. *Geoderma* 170:168-175. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.11.005>

Helgason BL, Gragorich EG, Janzen HH, Ellert BH, Lorenz N, Dick RP (2014) Long-term microbial retention of residue C is site-specific and depends on residue placement. *Soil Biol Biochem* 68:231-240. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2013.10.002>

Leichty S, Cotrufo MF, Stewart CE (2020) Less efficient residue-derived soil organic carbon formation under no-till irrigated corn. *Soil Sci Soc Am J*. <https://doi.org/10.1002/saj2.20136>

Liang C, Schimel JP, Jastrow JD (2017) The importance of anabolism in microbial control over soil carbon storage. *Nat Microbiol*. Macmillan Publishers Limited 2:1-6. <https://doi.org/10.1038/nmicrobiol.2017.105>

Liu X, Herbert S, Hashemi A, Zhang X, Ding G (2006) Effects of agricultural management on soil organic matter and carbon transformation - a review. *Plant Soil Environ* 52:531-543. <https://doi.org/10.17221/3544-PSE>

Lu Y, Watanabe A, Kimura M (2003) Carbon dynamics of rhizodeposits, root- and shoot-residues in a rice soil. *Soil Biol Biochem* 35:1223-1230. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(03\)00184-6](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(03)00184-6)

Mitchell E, Scheer C, Rowlings D, Conant RT, Cotrufo MF, Grace P (2018) Amount and incorporation of plant residue inputs modify residue stabilisation dynamics in soil organic matter fractions. *Agric Ecosyst Environ* 256:82-91. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.12.006>

Poeplau C, Kätterer T, Bolinder MA, Börjesson G, Berti A, Lugato E (2015) Low stabilization of aboveground crop residue carbon in sandy soils of Swedish long-term experiments. *Geoderma* 246–255. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.09.010>

Poirier V, Angers DA, Rochette P, Whalen JK (2013) Initial soil organic carbon concentration influences the short-term retention of crop-residue carbon in the fine fraction of a heavy clay soil. *Biol Fert Soils* 49:527-535. <https://doi.org/10.1007/s00374-013-0794-6>

Powlson DS, Glendining MJ, Coleman K, Whitmore AP (2011) Implications for soil properties of removing cereal straw: results from long-term studies. *Agron J*, 103:279-287. <https://doi.org/10.2134/agronj2010.0146s>

Rasse DP, Rumpel C, Dignac MF (2005) Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilisation. *Plant Soil* 269:341-356. <https://doi.org/10.1007/s11104-004-0907-y>

Redin M, Guénon R, Recous S, Schmatz R, DE Freitas LL, Aita C, Giacomini SJ (2014) Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their

chemical composition and botanical family. *Plant Soil* 378:205-214. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-2021-5>

Six J, Conant RT, Paul EA, Paustian K (2002) Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant Soil* 241:155-176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>

Six J, Bossuyt H, Degryze K, and Deneff K (2004) A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Till Res* 79:7-31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>

Snyder VA and Vazquez MA (2005) Structure. p. 54–68. *In* D. Hillel et al. (ed.) *Encyclopedia of soils in the environment*. Vol. 4. Elsevier, Oxford, UK.

Stewart CE, Paustian K, Conant RT, Plante AF, Six J (2007) Soil carbon saturation: Concept, evidence and evaluation. *Biogeochem* 86:19-31. <https://doi.org/10.1007/s10533-007-9140-0>

Stewart CE, Paustian K, Conant RT, Plante AF, Six J (2008) Soil carbon saturation: Evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biol Biochem* 40:1741-175. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.02.014>

Tahir MM, Recous S, Aita C, Pilecco GE, Schmatz R, Giacomini SJ (2016) In situ roots decompose faster than shoots left on the soil surface under subtropical no-till conditions. *Biol Fert Soils* 52:853–865. <https://doi.org/10.1007/s00374-016-1125-5>

Taylor BR, Parkinson D, and Parsons WFJ (1989) Nitrogen and lignin content as predictors of litter decay rates: a microcosm test. *Ecol* 70:97-104. <https://doi.org/10.2307/1938416>

Van Soest PJ (1963) Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *J Assoc Off Agric Chemists* 46:829-835.

Voroney RP, Paul EA, and Anderson DW (1989) Decomposition of wheat straw and stabilization of microbial products. *Can J Soil Sci* 69:63-77

Zanatta JA, Bayer C, Dieckow J, Vieira FCB, Mielniczuk J. (2007) Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. *Soil Till Res* 94:510-519. <https://doi.org/10.1016/j.still.2006.10.003>

West TO and Post WM (2002) Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: A global data analysis. *Soil Sci Soc Am J* 66:1930-1946. <https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1930>

Tabela 1. Características físicas e químicas dos solos utilizados no experimento.

Solo	Camada	Areia	Areia	Silte	Argila	C	N	P	pH
		Grossa	Fina						
		Cm	g kg ⁻¹			%		(mg dm ⁻³)	
Argissolo	0 – 5	143,5	505	260,9	9,06	1,61	0,16	44,6	4,9
Argissolo	10 – 15	151,8	492,1	258,6	9,75	0,58	0,06	30,1	5,2

Areia grossa (2 a 0,2 mm), areia fina (0,2 a 0,005), silte (0,005 a 0,002 mm), argila (<0,002 mm). C = carbono. N = nitrogênio. P = fósforo (Mehlich I).

Tabela 2. Composição química das plantas de sorgo e soja utilizadas no experimento.

		C total	N total	FS	CEL	HEM	LIG	LCI	C/N	¹³ C
		g kg ⁻¹							Atom (%)	
Sorgo	Parte	416,5	8,3	265	351	336	48	0,07	50,2	1,5
Soja	Aérea	420,8	15,0	281	431	155	133	0,18	28,1	1,6
Sorgo	Raiz	347,9	10,9	261	351	291	97	0,13	31,9	1,4
Soja		367,0	20,2	277	357	205	167	0,22	18,2	1,4

FS = fração solúvel. CEL = celulose. HEM = hemicelulose. LIG = lignina. LCI = lignocelulose = LIG/(CEL + HEM + LIG).

Tabela 3. Resultado da análise de variância mostrando os efeitos do teor inicial de C no solo, tipo e quantidade de resíduos culturais da parte aérea e manejo dos resíduos sobre o ^{13}C remanescente nos resíduos, ^{13}C no solo e ^{13}C -novo no solo.

Fatores	^{13}C remanescente nos resíduos (% do ^{13}C adicionado)			^{13}C no solo (% do ^{13}C adicionado)			^{13}C -novo no solo (g m ⁻²)		
	30 dias	180 dias	360 dias	30 dias	180 dias	360 dias	30 dias	180 dias	360 dias
Solo	ns	*	*	*	*	ns	*	*	ns
Resíduo	*	*	ns	*	*	*	*	*	*
Quantidade	ns	ns	ns	*	ns	ns	*	*	*
Manejo	*	*	*	ns	*	ns	*	*	ns
Solo x Resíduo	ns	*	ns	ns	*	ns	ns	*	ns
Solo x Quantidade	ns	ns	ns	*	ns	*	ns	ns	*
Solo x Manejo	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Resíduo x Quantidade	*	ns	*	ns	ns	*	*	ns	ns
Resíduo x Manejo	ns	*	*	*	*	ns	*	*	ns
Quantidade x Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	*	*	ns
Solo x Resíduo x Quantidade	ns	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Solo x Resíduo x Manejo	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
Solo x Quantidade x Manejo	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Resíduo x Quantidade x Manejo	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	*	ns
Solo x Resíduo x Quantidade x Manejo	ns	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns	ns
CV ¹	15,4	19,9	24,5	16,50	13,6	20,0	16,50	13,5	21,3

¹Coeficiente de Variação (%). * P < 0,05. ns = não significativo.

Tabela 4. Resultados da análise de variância dos resíduos culturais de raízes no solo integral para os fatores teor inicial de C no solo (solo) e qualidade do resíduo (resíduo).

Fatores	¹³ C remanescente (% do ¹³ C adicionado)			¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)			¹³ C-novo (g m ⁻²)		
	30 dias	180 dias	360 dias	30 dias	180 dias	360 dias	30 dias	180 dias	360 dias
Solo	ns	*	*	ns	ns	ns	ns	ns	ns
Resíduo	*	ns	*	*	*	*	*	*	*
Solo x Resíduo	*	ns	ns	*	*	ns	*	*	ns
CV ¹	22,9	46,1	31,2	13,4	12,4	14,2	13,2	12,5	14,5

¹Coeficiente de Variação (%). *P < 0,05. ns = não significativo.

Tabela 5. Resultados da análise de variância para os fatores teor inicial de C no solo (solo), qualidade do resíduo (resíduo), quantidade de resíduo (dose) e manejo do solo (manejo) para os resíduos culturais de parte aérea no fracionamento físico granulométrico da MOS.

Fatores	¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)		¹³ C-novo (g m ⁻²)	
	<53 μm	>53 μm	<53 μm	>53 μm
Solo	*	*	*	*
Resíduo	*	*	*	*
Dose	ns	ns	*	*
Manejo	*	ns	*	ns
Solo x Resíduo	ns	*	ns	*
Solo x Dose	ns	ns	*	ns
Solo x Manejo	ns	ns	*	ns
Resíduo x Dose	ns	ns	ns	ns
Resíduo x Manejo	*	ns	*	ns
Dose x Manejo	*	ns	*	ns
Solo x Resíduo x Dose	ns	ns	ns	ns
Solo x Resíduo x Manejo	*	ns	*	ns
Solo x Dose x Manejo	ns	ns	ns	ns
Resíduo x Dose x Manejo	ns	ns	ns	ns
Solo x Resíduo x Dose x Manejo	ns	ns	ns	ns
CV ¹	11,1	27,9	11,4	30,3

¹CV = Coeficiente de variação. * P < 0,05. ns = não significativo.

Tabela 6. Resultados da análise de variância para os fatores teor inicial de C no solo (solo) e qualidade do resíduo (resíduo) para os resíduos culturais de raízes no fracionamento físico granulométrico da MOS.

Fatores	¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)		¹³ C-novo (g m ⁻²)	
	<53 μm	>53 μm	<53 μm	>53 μm
Solo	*	*	*	*
Resíduo	*	*	*	*
Solo x Resíduo	ns	ns	ns	ns
CV ¹	10,3	12,0	10,4	12,3

¹CV = Coeficiente de variação. * P < 0,05. ns = não significativo.

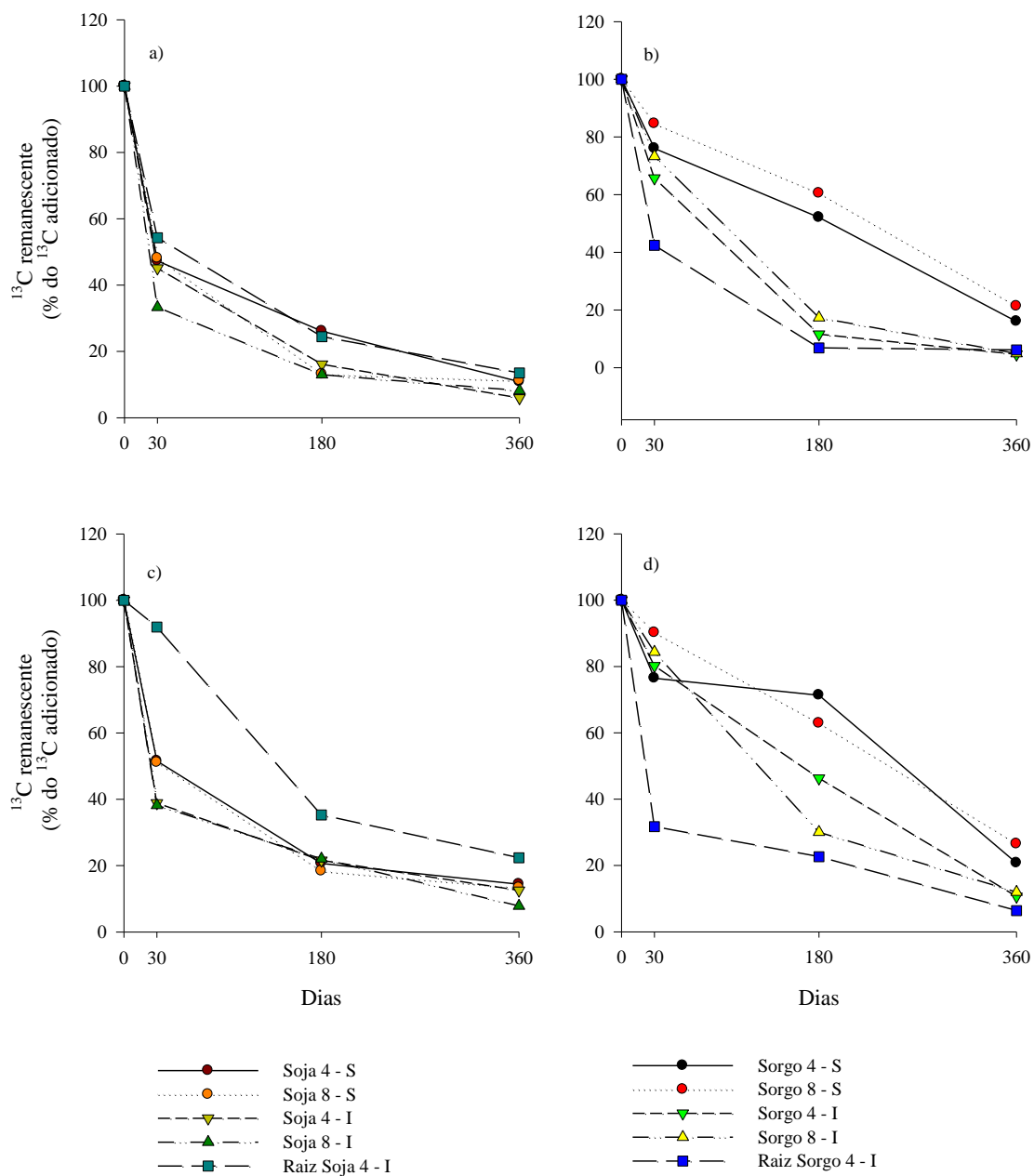


Figura 1. ^{13}C remanescente (% do ^{13}C adicionado) nos resíduos culturais medido durante 360 dias. (a – resíduos de soja, solo com alto teor inicial de C; b – resíduos de sorgo, solo com baixo teor inicial de C; c – resíduos de soja, solo com alto teor inicial de C; d – resíduos de sorgo, solo com baixo teor inicial de C).

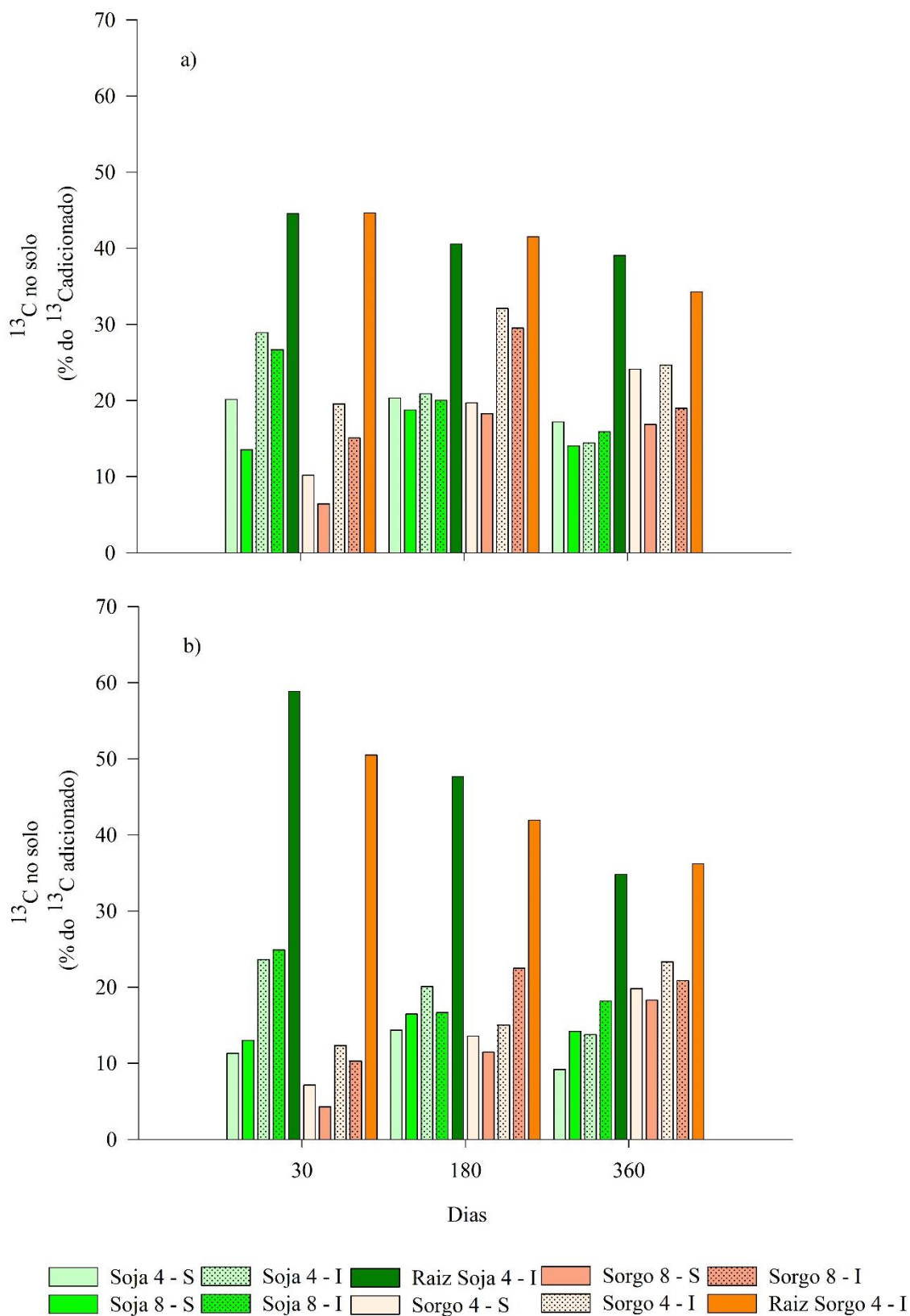


Figura 2. ^{13}C no solo no solo integral (% do ^{13}C adicionado) medido aos 30, 180 e 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).

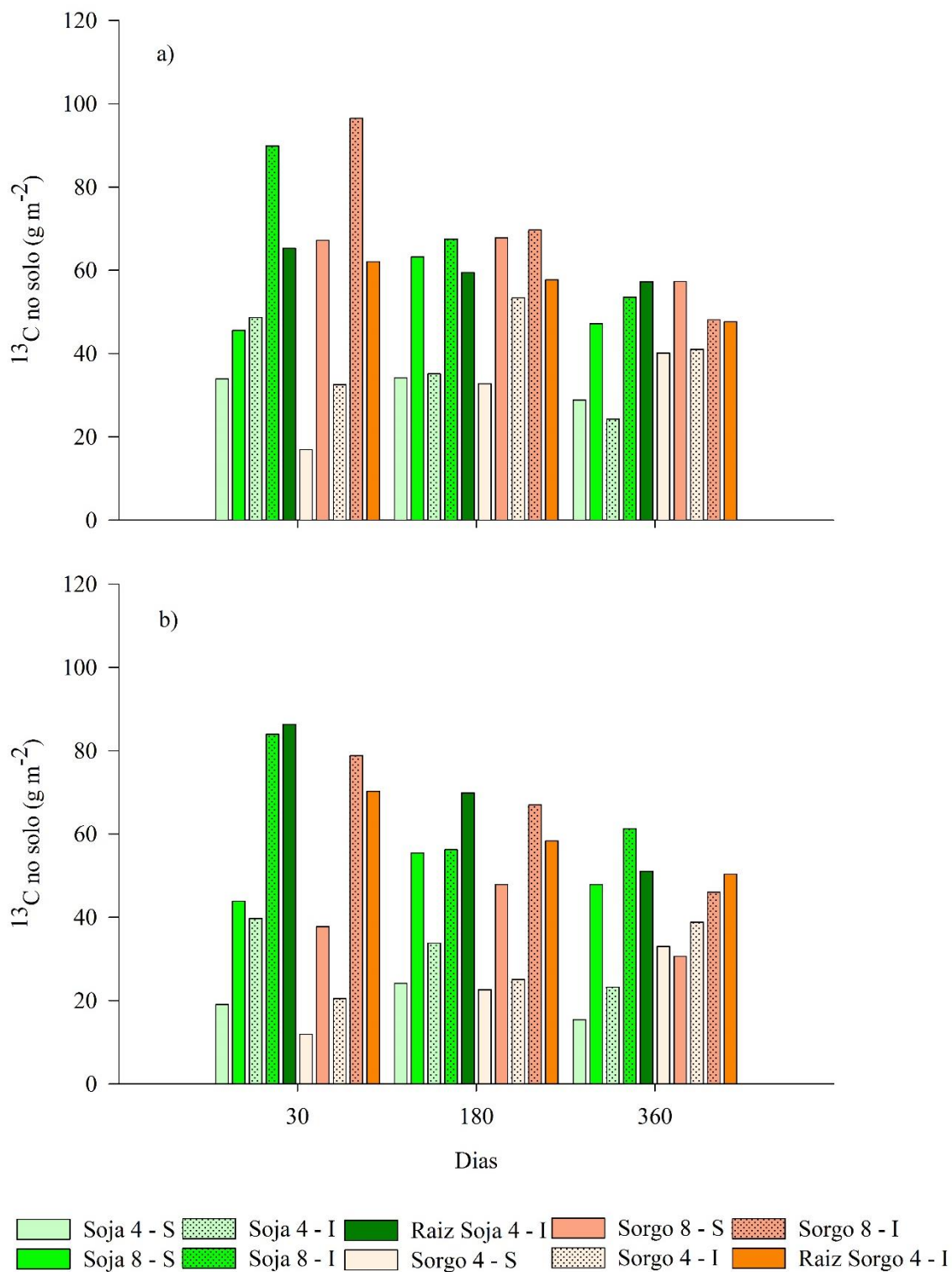


Figura 3. C-novo no solo integral (g m^{-2}) medido durante os 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).

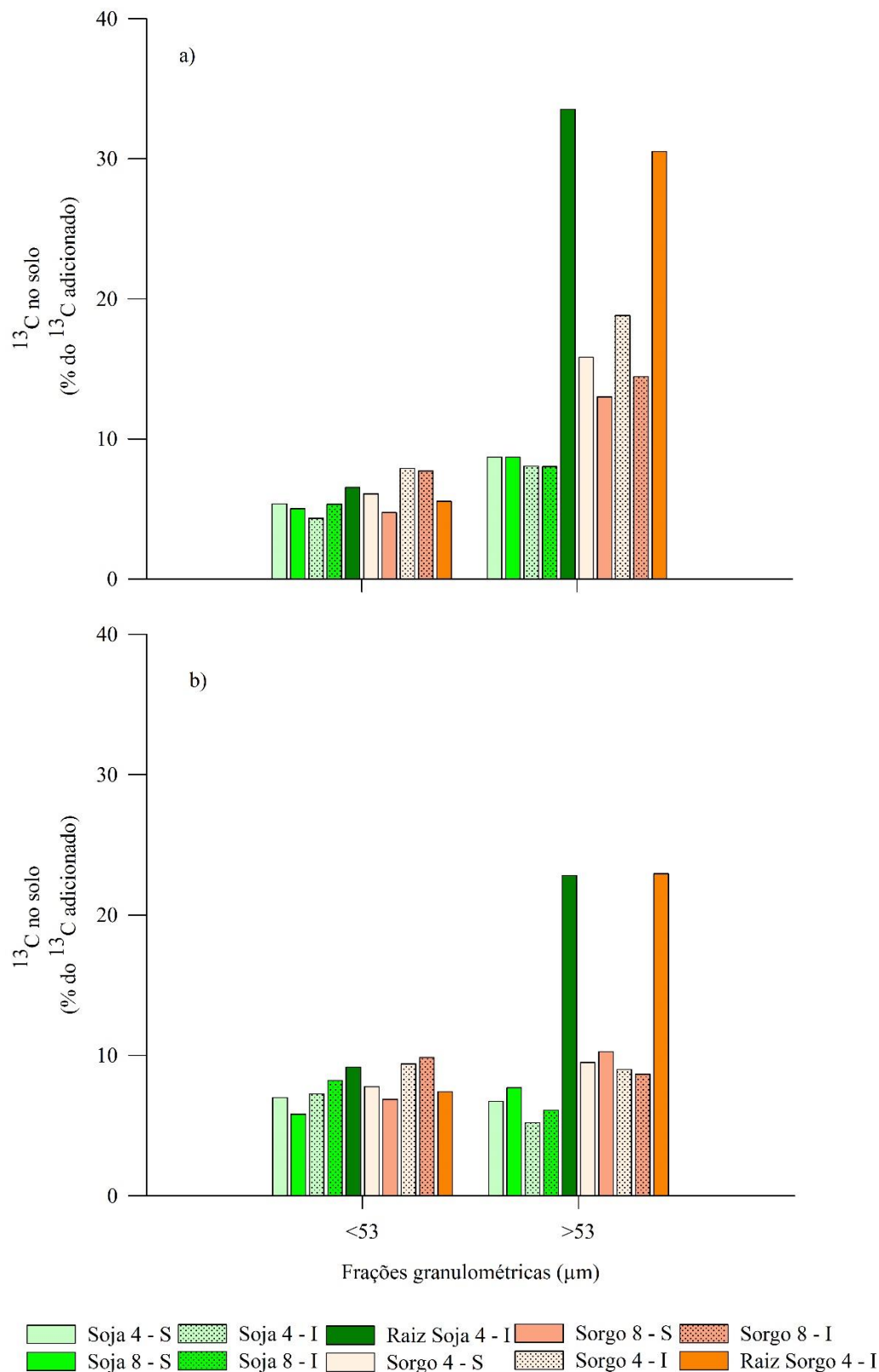


Figura 4. ^{13}C no solo (% do ^{13}C adicionado) nas frações físicas granulométricas da matéria orgânica aos 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).

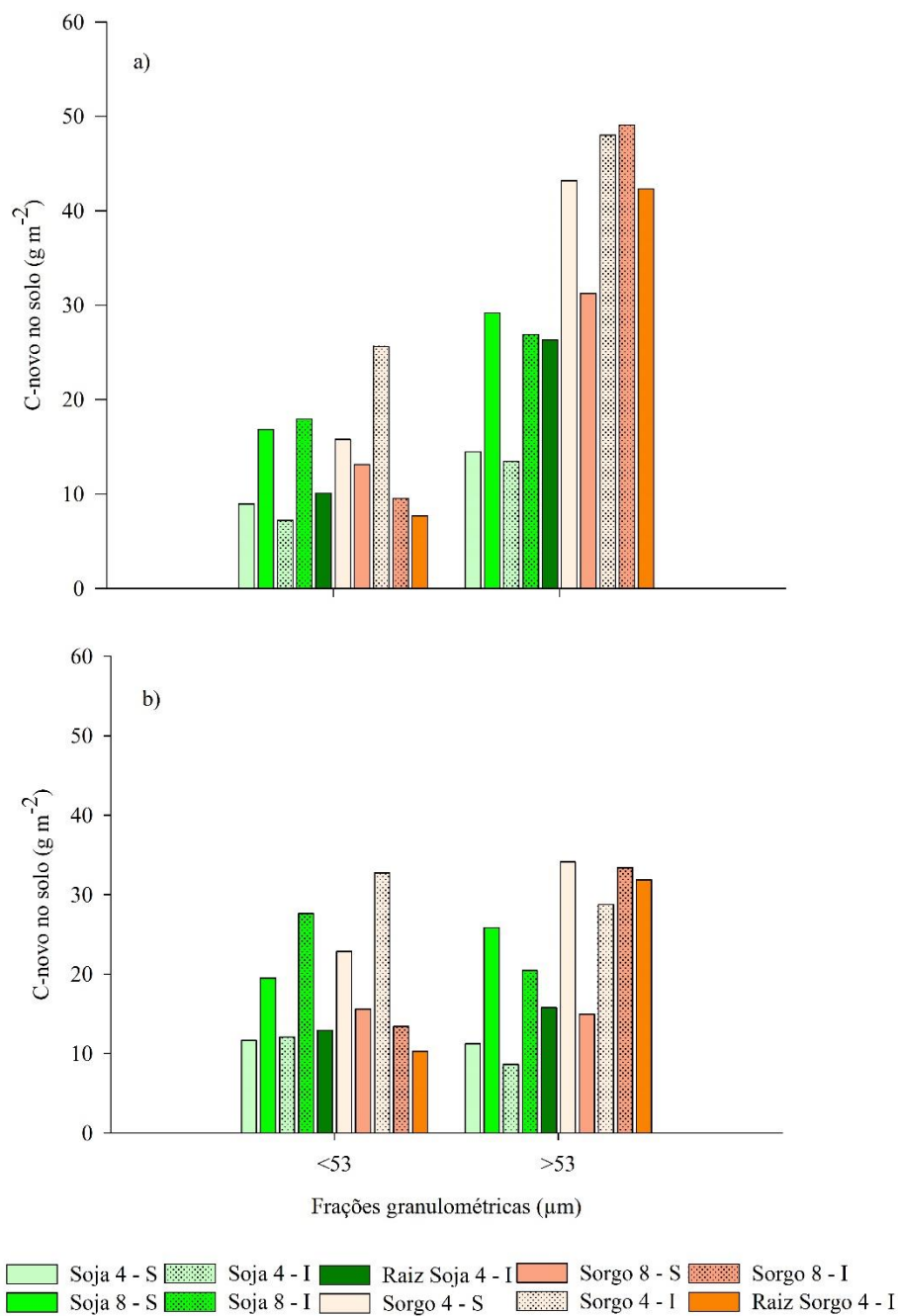


Figura 5. C-novo no solo (g m^{-2}) nas frações físicas granulométricas da matéria orgânica aos 360 dias de experimento. (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).

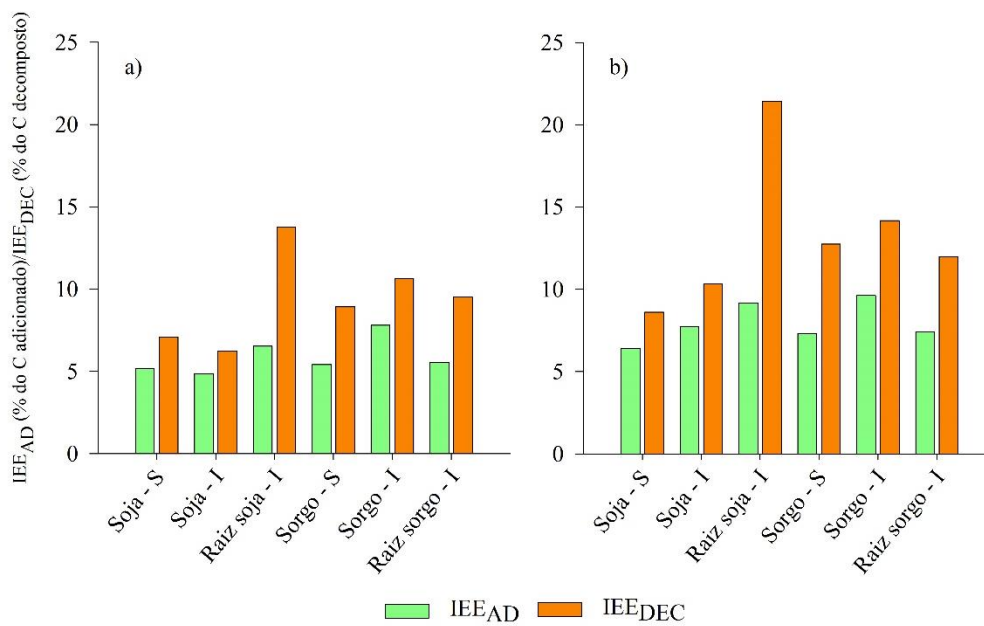


Figura 6. Índice de estabilização de C dos resíduos considerando a quantidade de C adicionada (IEE_{AD} , % do C adicionado) e a quantidade decomposta (IEE_{DEC} , % do C decomposto). (a – Solo com alto teor inicial de C; b – Solo com baixo teor inicial de C).

RERERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAYER, C.; MIELNICZUK, J.; GIASSON, E.; MARTIN-NETO, L.; PAVINATO, A. Tillage effects on particulate and mineral-associated organic matter in two tropical Brazilian soils. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 37, p. 389-401, 2006.

BLEVINS, R. L.; SMITH, M. S.; THOMAS, G. W. Changes in Soil Properties Under No Tillage. In: Phillips RE, Phillips SH (eds). No-Tillage Agriculture. Springer, Boston, MA, 1984.

BUYSSE, P.; AUBINET, M. Soil heterotrophic respiration in croplands: description of important driving factors and comparison of existing semi-mechanistic models (In French). **Biotechnology, Agronomy, Society and Environment**, v. 14, p. 707-717, 2010.

CASTELLANO M. J.; MUELLER, K. E.; OLK, D. C.; SAWYER, J. E.; SIX, J. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. **Global Change Biology**, v. 21, p. 3200-3209, 2015.

COTRUFO, M.F.; WALLENSTEIN, M.D.; BOOT, C.M.; DENEFF, K.; PAUL, E. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? **Global Change Biology**, V. 19, p. 988-995, 2013.

HELGASON, B. L.; GRAGORICH, E. G.; JANZEN, H. H.; ELLERT, B. H.; LORENZ, N.; DICK, R. P. Long-term microbial retention of residue C is site-specific and depends on residue placement. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 68, p. 231-240, 2014.

KLEBER, M. and JOHNSON, M. Advances in Understanding the Molecular Structure of Soil Organic Matter: Implications for Interactions in the Environment. **Advances in Agronomy**, v. 106, p. 77-142, 2010.

MARSCHNER, B.; BRODOWSKI, S.; DREVES, A.; GLEIXNER, G.; GUDE, A.; GROOTES, P-M.; HAMER, U.; HEIM, A.; JANDL, G.; JI, R.; KAISER, K.; KALBITZ, K.; KRAMER, C.; LEINWEBER, P.; RETHEMEYER, J.; SCHÄFFER, A.; SCHMIDT, M. W. I.; SCHWARK, L.; WIESENBERG, G. L. B. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**. V. 171, p. 91-110, 2008.

MITCHELL, E.; SCHEER, C.; ROWLINGS, D.; CONANT, R. T.; COTRUFO, M. F.; GRACE, P. Amount and incorporation of plant residue inputs modify residue stabilisation dynamics in soil organic matter fractions. **Agriculture Ecosystem and Environment**, v. 256, p. 82-91, 2018.

POIRIER, V.; ANGERS, D. A.; ROCHETTE, P.; WHALEN, J. K. Initial soil organic carbon concentration influences the short-term retention of crop-residue carbon in the fine fraction of a heavy clay soil. **Biology and Fertility of Soils**, v. 49, p. 527-535, 2013.

POWLSON, D.S.; STIRLING, C.M.; JAT, M.; GERARD, B.G.; PALM, C.A.; SANCHEZ, P.A.; CASSMAN, K.G. Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. **Nature Climate Change**, v. 4, p. 678–683, 2014.

STEVENSON, F. J.; COLE, M. A. Cycles of soil—carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients, 2nd edn. Wiley, New York, p. 427, 1999.

STEWART, C.E.; FOLLETT, R.F.; WALLACE, J.; PRUESSNER, E.G. Impact of biosolids and tillage on soil organic matter fractions: implications of carbon saturation for conservation management in the Virginia Coastal Plain. **Soil Science Society of America Journal**, v. 76, p. 1257–1267, 2012.

ZANATTA, J. A.; BAYER, C.; DIECKOW, J.; VIEIRA, F. C. B.; MIELNICZUK, J. Soil organic carbon accumulation and carbon costs related to tillage, cropping systems and nitrogen fertilization in a subtropical Acrisol. **Soil and Tillage Research** v. 94, p. 510-519, 2007.