

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

Raquel Schmatz

**INTERAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS E A
TEXTURA DO SOLO COM A DINÂMICA DO CARBONO**

**Santa Maria, RS
2015**

Raquel Schmatz

**INTERAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS E A TEXTURA
DO SOLO COM A DINÂMICA DO CARBONO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**.

Orientador: Dr. Sandro José Giacomini

**Santa Maria, RS
2015**

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Schmatz, Raquel

Interação entre a qualidade de resíduos culturais e a textura do solo com a dinâmica do carbono / Raquel Schmatz.-2015.

60 p.; 30cm

Orientador: Sandro José Giacomini

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, RS, 2015

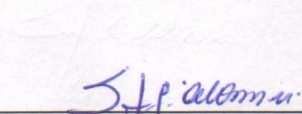
1. carbono 2. isótopos estáveis 3. decomposição 4. mineralização 5. qualidade de resíduos culturais I. Giacomini, Sandro José II. Título.

Raquel Schmatz

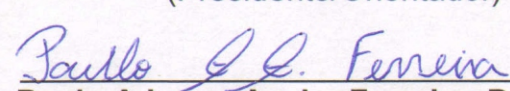
**INTERAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS E A TEXTURA
DO SOLO COM A DINÂMICA DO CARBONO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Área de Concentração Biodinâmica e Manejo do Solo, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), Como requisito parcial para a obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**.

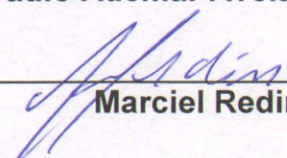
Aprovado em 18 de dezembro de 2015:



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



Paulo Ademar Avelar Ferreira, Dr. (UFSM)



Marciel Redin, Dr. (UERGS)

**Santa Maria, RS
2015.**

Aos meus pais, Irineu e Jacinta
As minhas irmãs, Gabriela e Roberta

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por estar sempre junto de mim, iluminando e guiando meu caminho.

Ao meu orientador prof. Sandro Giacomini, não há palavras para expressar toda a gratidão que tenho por você. Agradeço pela oportunidade, pela amizade, pelos ensinamentos, pela paciência e por ter me guiado nestes anos.

Aos meus pais Irineu e Jacinta meus maiores exemplos de vida, muito obrigado por todo carinho, amor, apoio, incentivo e força diante dos obstáculos. A minha eterna e amada família de Santa Maria, minha irmã Roberta e ao Eduardo, pelo apoio, incentivo, confiança, inspiração, ensinamentos e exemplo de profissionais. A minha irmã Gabriela e ao Helder, aos meus sobrinhos Luiza e Francisco pelo apoio e incentivo. Amo todos vocês!

Ao Fernando, pelo apoio, incentivo e carinho.

A Dani, a Joice e a Adri, pela amizade, conversas, ajuda e angústias compartilhadas.

Ao Pós-Doutorando Wesley, pelas conversas e contribuições no trabalho.

Ao Majid sempre disposto a ajudar e conversar sobre o trabalho.

Ao prof. Aita e demais professores do departamento de solos pelo aprendizado.

A Dr. Sylvie pela colaboração no trabalho.

Aos bolsistas de iniciação científica, Adriane, Andre, Bruno, Carolina, Cledir, Heitor, Ismael, Lethicia, Michael, Roberta, por toda a ajuda.

Aos colegas de pós-graduação Bruno, Getulio, Guilherme, Lethicia, Mariana, Patrick e aos demais colegas do LABCEN pela convivência e pela amizade criada ao longo desses anos.

Ao Fabiano pelas análises isotópicas. Ao Luiz Francisco Finamor (*in memoriam*) sempre bem humorado e disposto a ajudar.

Ao Marciel Redin e Paulo Avelar pelos conselhos e também contribuições e sugestões para melhoria no trabalho.

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

A CAPES pela concessão da bolsa de estudo.

A todos que de alguma forma contribuíram para a realização deste trabalho.

RESUMO

INTERAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS E A TEXTURA DO SOLO COM A DINÂMICA DO CARBONO

AUTORA: Raquel Schmatz
ORIENTADOR: Sandro José Giacomini

A qualidade química dos resíduos culturais é considerada o controlador primário da dinâmica do carbono (C) e a estabilização do C no solo proveniente dos resíduos (C-novo) dependem da textura do solo. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da qualidade de resíduos culturais e da textura do solo sobre a decomposição e a quantidade de C-novo no solo a curto prazo. O experimento de incubação foi conduzido por 180 dias em solos Argissolo e Latossolo, com textura contrastante e com três resíduos culturais enriquecidos com ^{13}C , trigo (*Triticum aestivum*), ervilha (*Pisum sativum* L.) e ervilhaca (*Vicia sativa* L.) em condições controladas de temperatura e umidade no Laboratório de Pesquisas em Biotransformações do C e N do Departamento de Solos da UFSM. O experimento foi instalado no delineamento inteiramente casualizado, com três repetições e oito tratamentos, sendo: T1- Solo Argissolo (SA); T2- Solo Latossolo (SL); T3 - SA + palha de trigo; T4- SA + palha de ervilha; T5- SA + palha de ervilhaca; T6- SL + palha de trigo; T7- SL + palha de ervilha; e T8- SL + palha de ervilhaca. A avaliação da mineralização do C foi realizada através da liberação de CO_2 e o ^{13}C foi avaliado através da quantificação do $^{13}\text{CO}_2$ liberado durante a decomposição dos resíduos culturais, sempre nos mesmos frascos. Foram realizadas seis avaliações para a determinação da quantidade de C e ^{13}C remanescentes nos resíduos e no solo, assim como a recuperação do ^{13}C . A qualidade dos resíduos e a textura do solo afetaram a mineralização do C dos resíduos culturais. Na fase inicial de decomposição maior mineralização de C foi encontrada com os resíduos de ervilhaca sendo que ao final do experimento os resíduos de trigo apresentaram a maior quantidade de C mineralizado e no solo arenoso. A quantidade de C-novo no solo proveniente da parte aérea de plantas de trigo, ervilha e ervilhaca não é afetada pela qualidade dos resíduos culturais e pela textura do solo.

Palavras chaves: isótopo ^{13}C ; decomposição; mineralização

ABSTRACT

INTERACTION BETWEEN THE QUALITY OF CROP RESIDUES AND TEXTURE SOIL WITH CARBON DYNAMIC

AUTHOR: Raquel Schmatz
ADVISOR: Sandro José Giacomini

The chemical quality of crop residues is considered the primary driver of the dynamics of carbon and stabilization of soil carbon (C) from the crop residues (C-new) depend on the soil texture. The aim of this study was to evaluate the quality of crop residues and soil texture on the decomposition and the quantity of C-new in the soil the short term. The incubation experiment was conducted for 180 days in Ultisol and Oxisol soils with contrasting texture and three crop residues enriched with ^{13}C , wheat (*Triticum aestivum*), pea (*Pisum sativum* L.) and vetch (*Vicia sativa* L.) under conditions controlled temperature and humidity in the LABCEN of the Department of Soil Science at UFSM. The experiment was conducted in a completely randomized design with three replications and eight treatments: T1- Soil Ultisol (SU); T2- Soil Oxisol (SO); T3 - SU + straw wheat; T4 SU + straw pea; T5- SU + straw vetch; T6- SO + straw wheat; T7- SO + straw pea; and T8- SO + straw vetch. The evaluation of the mineralization of C was carried out through the release of CO_2 and ^{13}C was evaluated by measuring $^{13}\text{CO}_2$ released during decomposition of crop residues, always in the same bottles. Six evaluations were released to determine the quantity of C and ^{13}C remaining in the crop residues and the soil, and recovery of ^{13}C . The quality of crop residues and the soil texture affect the mineralization of C of crop residues. The early stage of decomposition, highest mineralization the C was found with the residue vetch, and at the end of the experiment, the residues of wheat had the highest quantity of C mineralized and in the sandy soil. The quantity C-new of soil from the shoots plants, of wheat, pea and vetch is not affected by the quality of crop residues and the soil texture.

Key words: ^{13}C isotope; decomposition; mineralization

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** - Quantidades acumuladas de CO₂ liberado (a, b) e velocidade de mineralização (c, d) e C mineralizado (e, f) dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a, c, e) e Latossolo (b, d, f) durante 180 dias. As barras verticais indicam o erro padrão (n = 3).48
- Figura 2** - Velocidade de mineralização do ¹³C (a, b) e ¹³C mineralizado (c, d) dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a, c) e Latossolo (b, d) durante 180 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).49
- Figura 3** - Mineralização aparente e real do C dos resíduos culturais de trigo (a, b), ervilha (c, d) e ervilhaca (e, f) nos solos Argissolo (a, c, e) e Latossolo (b, d, f). Em cada figura a diferença entre a mineralização aparente e real está indicada como “priming”.51
- Figura 4** - Carbono extra proveniente da mineralização da matéria orgânica dos solos Argissolo (a) e Latossolo (b) na presença dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca52
- Figura 5** - Matéria seca remanescente (a, b) e C remanescente (c, d) dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a, c) e Latossolo (b, d) durante 180 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).53
- Figura 6** - ¹³C remanescente nos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a) e Latossolo (b) durante 180 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).54
- Figura 7** - ¹³C no solo (C-novo) oriundo dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a) e Latossolo (b) durante 180 dias de experimento. 55
- Figura 8** - Recuperação do ¹³C nos diferentes compartimentos para os resíduos culturais de trigo (a, b), ervilha (c, d) e ervilhaca (e, f) nos solos Argissolo (a, c, e) e Latossolo (b, d,f) durante os 180 dias de experimento.56

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** - Características físicas e químicas dos solos Argissolo e Latossolo utilizados na incubação.45
- Tabela 2** - Composição química inicial dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca utilizados na incubação.46
- Tabela 3** - Resultados da análise de variância para os fatores resíduos culturais (RC), tipo de solo (S) e tempo (T).47
- Tabela 4** - Carbono potencialmente mineralizável (C_0) e velocidade constante de mineralização do C (k) para os resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo e Latossolo durante 180 dias.50

SÚMARIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	11
1.1 Hipótese	13
1.2 Objetivo Geral	14
1.3 Objetivos Específicos	14
2 INTERAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS E A TEXTURA DO SOLO COM A DINÂMICA DO CARBONO	15
2.1 Abstract	15
2.2 Introdução	16
2.3 Material e Métodos	17
2.3.1 Solos.....	17
2.3.2 Resíduos culturais	18
2.3.3 Incubação	19
2.3.4 Avaliações	20
2.3.5 Cálculos.....	21
2.3.6 Análise Estatística.....	25
2.4 Resultados	25
2.4.1 Mineralização aparente do C.....	25
2.4.2 Mineralização real do C	27
2.4.3 Efeito priming (EP).....	27
2.4.4 Matéria seca e ¹³ C remanescentes nos resíduos	28
2.4.5 C-novo no solo.....	29
2.5.6 Recuperação de ¹³ C	30
2.5 Discussão	30
2.5.1 Influência da qualidade dos resíduos culturais e do tipo de solo sobre a decomposição.....	30
2.5.2 Influência da qualidade dos resíduos culturais e do tipo de solo sobre o efeito “priming”	33
2.5.3 Influência da qualidade dos resíduos culturais e do tipo de solo sobre a estabilização do ¹³ C no solo	34
2.5.4 Recuperação do ¹³ C	36
2.6 Conclusões	36
2.7 Referências	37

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
---	-----------

1 INTRODUÇÃO GERAL

Os solos agrícolas desempenham papel importante na mitigação das mudanças climáticas (ROBERTSON et al., 2000), uma vez que alterações no uso do solo podem aumentar ou diminuir os estoques de carbono (C) orgânico, além de alterar as emissões de gases de efeito estufa (GEE). Em agroecossistemas a quantidade de C orgânico armazenado no solo é resultado do equilíbrio entre os ganhos de C, principalmente, a partir de resíduos de culturas (parte aérea e raízes), e as perdas de C geradas pela decomposição da matéria orgânica do solo (MOS) por ação dos microrganismos (FUENTES et al., 2012).

O uso de uma grande diversidade de culturas comerciais e de cobertura influencia o ciclo do C no solo (JENSEN et al., 2005). Após a colheita, esses materiais orgânicos são a principal fonte de nutrientes e energia para a vasta população de microrganismos do solo, sendo rapidamente biodegradados (SYLVIA et al., 1998) quando incorporados ao sistema. Por outro lado, a eliminação do preparo do solo geralmente resulta em decomposição mais lenta dos resíduos culturais e um aumento líquido no estoque do C (SIX, et al., 2000). Acredita-se, portanto, que a adoção do sistema de plantio direto (SPD) preserve o C do solo, no entanto a preservação do C nesse sistema não é sempre observada (SANTOS et al., 2011). Isto sugere que a adoção do SPD não é uma prática que funciona isoladamente e que depende de outros fatores como o tipo de cultura, a qualidade dos resíduos e fatores abióticos como a temperatura e umidade (SWIFT et al., 1979; THAIR, 2015).

A decomposição dos resíduos é afetada pela ação interativa dos seguintes fatores: 1) características físico-químicas do solo, tais como textura, pH, aeração, temperatura e umidade; 2) tamanho dos resíduos e sua localização no solo (contato solo-resíduo); 3) atividade e biodiversidade de organismos decompositores (macro, meso e microfauna); e 4) características bioquímicas dos materiais orgânicos. Esse último fator denominado genericamente de “qualidade” tem sido objeto de diversos estudos, principalmente em condições de clima temperado (HEAL et al., 1997; CADISCH et al.; 1998; TRINSOUTROT et al., 2000; KAEWPRADIT et al., 2008; COTRUFO et al., 2013, REDIN et al., 2014).

A qualidade dos resíduos culturais é a principal característica controladora das taxas de decomposição, influenciando a mineralização, liberação de nutrientes, quantidade da biomassa (BRUIJN e BUTTERBACH-BAHL, 2010) e a estrutura da comunidade microbiana (NICOLARDOT et al, 2007). Resíduos com menor razão C/N e menores concentrações de compostos resistentes tais como a lignina, taninos e complexos insolúveis tendem a decompor-se mais rápido (FANG et al., 2007; YANNI et al., 2011), aumentando a mineralização do N (GALICIA e PHILIP, 2011; PUTTASO et al, 2011) e a biomassa microbiana (HOYLE e MURPHY, 2011). Por outro lado, resíduos vegetais com maior razão C/N e concentrações mais elevadas de compostos resistentes tendem a decompor-se mais devagar e reduzir a taxa de liberação de N mineral (POTTHAST et al., 2010).

A transformação do C da planta para o C do solo é fundamentalmente uma questão de decomposição, mediada principalmente por processos microbianos com interação com os constituintes da matriz mineral do solo (SIX et al., 2006, WHALEN et al., 2014). Desta forma, a textura do solo exerce controle sobre a mineralização do C na estrutura da comunidade microbiana e por consequência no teor de MOS. É importante destacar que solos com teores mais elevados de argila, geralmente, apresentam também maior teor de C orgânico e N (CHIVENGE et al., 2011), auxiliando no aumento da biomassa microbiana (SIX et al., 2006), e na retenção de nutrientes (KNOPS e TILMAN, 2000). Por outro lado, solos com maior fração de areia tendem a apresentar menor acúmulo de matéria orgânica, em função da menor proteção física e química da MOS (PUTASSO, 2011). A MOS é muitas vezes intimamente associada às partículas de argila, podendo ser preservada em micro e meso-agregados.

Recentemente, Cotrufo et al. (2013) propôs a abordagem *Eficiência Microbiana-Matrix de estabilização (EM-ME)* para integrar a decomposição de resíduos e estabilização da matéria orgânica no solo. Nessa abordagem os resíduos de alta qualidade, ou seja, com maiores teores de constituintes lábeis, são rapidamente convertidos em produtos microbianos e com uma maior eficiência de uso, liberando menor quantidade de CO₂ para a atmosfera. Por outro lado, resíduos de baixa qualidade inicialmente são decompostos mais lentamente. Portanto, uma menor quantidade destes resíduos será convertida em produtos microbianos. Diversas evidências mostram que os produtos e subprodutos microbianos dos resíduos de alta qualidade são os maiores contribuintes para a formação da MOS

(KNICKER, 2011). Porém o destino final do C após a decomposição dos resíduos depende das suas interações com a matriz do solo (COTRUFO et al., 2013). Onde o C se acumularia mais em solos com uma alta matriz de estabilização, como os de textura fina. Os mecanismos de proteção física e química dos componentes orgânicos e minerais são controlados pela quantidade e qualidade das partículas de silte e argila (VON LUTZOW et al., 2006; SOLLINS et al., 2009). Os filossilicatos expansíveis e não expansíveis conduzem muitas interações da MOS com a matriz do solo. Os óxidos de ferro, alumínio e manganês, que muitas vezes ocorrem como revestimentos de argila, interagem através das áreas de superfície, microporos e microagregação, especialmente em solos ácidos. Em solos calcários e neutros, predominam especialmente cátions polivalentes (Ca^{2+}) que formam pontes com a parte negativa da MOS (BUURMAN et al, 2007; MIKUTTA e KAISER, 2011; DUMIG et al, 2012).

Atualmente, existem poucos estudos que investigam de forma específica as interações entre qualidade de resíduos e sua interação com a matriz mineral. Entender os padrões de decomposição e o destino do C dos resíduos culturais é necessário para determinar por quanto tempo cada sistema agrícola pode reter C no solo. Estudos utilizando isótopos estáveis como ^{13}C podem traçar o destino do C tanto na planta quanto no solo, além de determinar quanto deste elemento está sendo acumulado no solo. A partir destes estudos, também é possível verificar se está ocorrendo interação com as partículas do solo, e quanto está sendo perdido para a atmosfera.

Poucos estudos têm sido conduzidos no Brasil até o momento com o objetivo de relacionar a qualidade dos resíduos vegetais com a sua decomposição na superfície do solo e sua interação com a matriz do solo. Por isso, a importância e a necessidade de intensificar os trabalhos de pesquisa nessa área, ainda carente de resultados.

1.1 Hipótese

A quantidade de C no solo proveniente dos resíduos culturais (C-novo) é maior para resíduos com fração mais lábil, sendo favorecida em solo argiloso comparado a solo arenoso devido apresentar maior matriz de estabilização.

1.2 Objetivo Geral

O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da qualidade de resíduos culturais e da textura do solo sobre a decomposição e a quantidade de C-novo no solo a curto prazo.

1.3 Objetivos Específicos

Avaliar os seguintes aspectos durante a decomposição de diferentes resíduos culturais enriquecidos com ^{13}C em dois solos:

- Mineralização real do C.
- ^{13}C remanescente nos resíduos.
- Quantidade de C-novo no solo
- Recuperação do ^{13}C .

2 INTERAÇÃO ENTRE A QUALIDADE DE RESÍDUOS CULTURAIS E A TEXTURA DO SOLO COM A DINÂMICA DO CARBONO¹

2.1 Abstract

The chemical quality of crop residues is considered the primary driver of the dynamics of carbon (C) and stabilization of soil C from the crop residues (C-new) depend on the soil texture. The aim of this study was to evaluate the quality of crop residues and soil texture on the decomposition and the quantity of C-new in the soil the short term. The incubation experiment was conducted for 180 days in Ultisol and Oxisol soils with contrasting texture and three crop residues enriched with ¹³C, wheat (*Triticum aestivum*), pea (*Pisum sativum* L.) and vetch (*Vicia sativa* L.) under conditions controlled temperature and humidity in the LABCEN of the Department of Soil Science at UFSM. The experiment was conducted in a completely randomized design with three replications and eight treatments: T1- Soil Ultisol (SU); T2- Soil Oxisol (SO); T3 - SU + straw wheat; T4 SU + straw pea; T5- SU + straw vetch; T6- SO + straw wheat; T7- SO + straw pea; and T8- SO + straw vetch. The evaluation of the mineralization of C was carried out through the release of CO₂ and ¹³C was evaluated by measuring ¹³CO₂ released during decomposition of crop residues, always in the same bottles. Six evaluations were released to determine the quantity of C and ¹³C remaining in the crop residues and the soil, and recovery of ¹³C. The quality of crop residues and the soil texture affect the mineralization of C of crop residues. The early stage of decomposition, highest mineralization the C was found with the residue vetch, and at the end of the experiment, the residues of wheat had the highest quantity of C mineralized and in the sandy soil. The quantity C-new of soil from the shoots plants, of wheat, pea and vetch is not affected by the quality of crop residues and the soil texture.

Key words: ¹³C isotope; decomposition; mineralization

¹ Artigo elaborado de acordo com as normas da Revista Soil Biology and Biochemistry.

2.2 Introdução

Em sistemas agrícolas a fonte principal de C para os solos são os resíduos culturais. No solo, os microrganismos durante a decomposição são os principais responsáveis pela transformação do C dos resíduos culturais em compostos com potencial de estabilização no solo (Cotrufo et al., 2013). No entanto, a taxa de decomposição dos resíduos de culturas e o destino final do C ainda não foram totalmente elucidados devido à interação entre a composição química do resíduo (Johnson et al., 2007), a textura do solo (Oades, 1988), as condições ambientais do solo (Fierer et al., 2003) e a quantidade de resíduo adicionado ao solo (Poirier et al., 2013; Helgason et al., 2014). A composição química e a quantidade de nutrientes presentes nos resíduos vegetais controlam fortemente a taxa de decomposição e a formação da biomassa microbiana e seus subprodutos no solo (Zak e Kling, 2006; Bruijn e Butterbach-Bahl, 2010) com efeitos sobre a dinâmica do C no solo. Os parâmetros que definem a qualidade dos resíduos são o teor de N (relação C/N), a fração solúvel e as concentrações de celulose + hemicelulose, lignina, lipídios e polifenóis, sendo que resíduos com alto teor de N e ricos em fração solúvel são classificados como de alta qualidade (alta fração lábil) (Prescott, 2010).

Devido à recalcitrância da lignina e dos polifenóis, os resíduos com concentrações elevadas destes compostos poderiam incorporar maior quantidade de C no solo via estabilização bioquímica (Stevenson, 1994). No entanto, recentes pesquisas caracterizando a estrutura química da matéria orgânica do solo (MOS) revelaram uma baixa estabilidade da lignina em solos aerados (Rasse et al., 2005; Gentile, 2011). Estudos recentes com resíduos vegetais enriquecidos com ^{13}C indicaram que folhas em estágio inicial de decomposição contribuem mais efetivamente para o acúmulo de C no solo (Bird et al., 2008; Rubino et al., 2010), principalmente a partir de subprodutos microbianos produzidos durante a degradação dos resíduos (Mambelli et al., 2011). No entanto, Castellano et al. (2015) ao revisar 15 artigos que avaliaram o efeito da qualidade dos resíduos sobre o acúmulo de C no solo verificaram que em apenas 46% dos artigos foi encontrado efeito da qualidade dos resíduos sobre a estabilização da MOS.

Recentemente Cotrufo et al., (2013) propôs a abordagem *Eficiência Microbiana-Matrix de estabilização (EM-ME)* para integrar a decomposição de resíduos e estabilização da matéria orgânica no solo. Os autores indicam que

resíduos de alta qualidade promovem aumento na eficiência microbiana resultando em menor produção de CO₂ e maior quantidade de produtos microbianos por unidade de C metabolizado e conseqüentemente maior quantidade de C pode ser retida no solo. O destino final deste C, vai depender da interação com a matriz do solo, podendo ser estabilizado no solo por mecanismos físicos, químicos e bioquímicos (Six et al., 2002). Recentemente, relacionando à decomposição dos resíduos culturais com a estabilização da MOS na matriz mineral, Cotrufo et al., (2013), Six et al., (2002), von Lutzow et al., (2006) sugeriram que a associação mineral é o meio mais eficaz de estabilização da MOS. Desta forma, a textura do solo influencia a estabilização do C através das forças das ligações organominerais e promoção da agregação do solo pela forte ligação química à matriz mineral, sendo os principais fatores em médio e longo prazo para a estabilização do C na MOS (Kogel-Knabner et al., 2008; Kogel-Knabner e Kleber, 2011).

Devido às divergências existentes sobre como a qualidade dos resíduos culturais interfere na adição do C no solo e como a matriz do solo influencia a estabilização do C em uma escala temporal o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito da qualidade de resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca e da textura do solo na decomposição e adição de C-novo no solo a curto prazo sob condições controladas de laboratório.

2.3 Material e Métodos

O experimento de incubação foi conduzido por 180 dias com dois tipos de solos e três resíduos culturais em condições controladas de temperatura e umidade no Laboratório de Pesquisas em Biotransformações do C e N (LABCEN) do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM.

2.3.1 Solos

Os dois solos foram coletados na camada de 0-10 cm de duas áreas experimentais manejadas a mais de 10 anos no sistema plantio direto. O solo argiloso classificado como Latossolo Vermelho distrófico típico (EMBRAPA, 2013) foi coletado na área experimental da Fundacep/CCGL (28°29' S, 53°36' W com 470 m de altitude) em Cruz Alta - RS e o solo franco arenoso classificado como Argissolo

Vermelho Distrófico arênico (EMBRAPA, 2013) foi coletado na área experimental do Departamento de Solos da UFSM (29°41'S, 53°48' W; com 95 m de altitude). No momento da coleta os resíduos culturais presentes na superfície do solo foram removidos. Após a coleta os solos foram levados ao laboratório onde foram peneirados (4 mm Ø), retirados manualmente os resíduos culturais visíveis remanescentes e homogeneizados. Em seguida os solos foram subamostrados e armazenados úmidos em sacos plásticos escuros, em temperatura ambiente, por 15 dias, antes da incubação. Nas subamostras de solo foram realizadas análises físicas e químicas cujos resultados estão apresentados na Tabela 1.

2.3.2 Resíduos culturais

Os resíduos culturais de trigo (*Triticum aestivum* L.), ervilha (*Pisum sativum* L.) e ervilhaca (*Vicia sativa* L.) enriquecidos com ^{13}C utilizados no experimento foram oriundos do estudo de Thair (2015). O enriquecimento dessas plantas com ^{13}C foi realizado em condições de campo através da aplicação de pulsos de $^{13}\text{C}\text{-CO}_2$ durante o desenvolvimento das plantas.

A coleta da parte aérea das plantas ocorreu no início do enchimento de grãos do trigo, no estágio da maturação fisiológica da ervilha e no pleno florescimento da ervilhaca. Após a coleta, todas as plantas foram separadas em folhas e talos e secas em estufa com ar forçado a 40°C até peso constante. Uma subamostra foi seca em estufa a 65°C para determinar a matéria seca (MS). Após pesagem o material vegetal foi moído e analisado para os teores de C, N e $\delta^{13}\text{C}$. O N total foi analisado em analisador elementar (FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy). O C total e a abundância isotópica de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) foram analisados em analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um espectrômetro de massas de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar e Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da UFSM. Uma segunda subamostra foi moída em moinho estacionário do tipo *Willey* e analisada quanto aos teores de fibra em detergente neutro (FDN), fibra em detergente ácido (FDA), fração solúvel (FS), hemicelulose (HEM), celulose (CEL) e lignina (LIG) usando o método adaptado de Van Soest (1963) conforme Redin et al. (2014). Na tabela 2 estão apresentadas as características químicas iniciais dos resíduos.

O restante dos resíduos secos a 40°C foram picados manualmente em pedaços de aproximadamente 1,0 cm de comprimento e armazenados no laboratório até o momento da incubação.

2.3.3 Incubação

O experimento foi instalado no delineamento inteiramente casualizado, com três repetições e oito tratamentos, sendo: T1- Solo Argissolo (SA); T2- Solo Latossolo (SL); T3 - SA + palha de trigo; T4- SA + palha de ervilha; T5- SA + palha de ervilhaca; T6- SL + palha de trigo; T7- SL + palha de ervilha; e T8- SL + palha de ervilhaca. As unidades experimentais de cada tratamento foram montadas em recipientes de acrílico com 5 cm de diâmetro e capacidade de 110 mL e acondicionadas em incubadora na ausência de luz e temperatura de 25 °C.

As unidades experimentais dos tratamentos com Argissolo e Latossolo receberam 122,7 e 136,4 g de solo, respectivamente, na umidade de 13,7% e 26,3%, ambos na umidade equivalente a 80% da capacidade de campo (Tabela 1). O ajuste da umidade nos dois solos e do teor de N mineral no Argissolo ao nível do Latossolo (2,3 g kg⁻¹, Tabela 1) foi realizado no dia anterior ao da incubação. O nitrato de potássio (KNO₃) foi à fonte de N utilizada no Argissolo. Todas as unidades experimentais receberam o equivalente a 108 g de solo seco. O solo úmido foi adicionado nos recipientes de acrílico em duas etapas: na primeira foram adicionados 50% do solo, compactando-o até a altura de 2,5 cm no frasco de acrílico e na segunda, adicionou-se o restante do solo (50%), compactando-o até a altura de 5,0 cm. Desta forma, o solo do frasco atingiu uma densidade de 1,1 g cm⁻³. Na superfície do solo dos tratamentos com palha, foram adicionados 0,6g dos resíduos culturais (mistura de folha + talo) de trigo, ervilha e ervilhaca equivalendo a uma aplicação de 3 Mg ha⁻¹. A proporção de folhas e talos utilizada em cada tratamento foi aquela quantificada no momento da coleta das plantas a campo, sendo que para o resíduo de trigo foi de 15% de folhas e 85% de talos, para o resíduo de ervilha 65% de folhas e 35% de talos e para o resíduo de ervilhaca foi utilizado 40% de folhas e 60% de talos.

Para a avaliação da mineralização do C, os tratamentos foram acondicionados em 24 recipientes de acrílico (oito tratamentos x três repetições) dispostos individualmente em frascos de vidro com tampa de pressão com

capacidade de 1L. Já para avaliação do C remanescente nos resíduos e no solo os tratamentos foram acondicionados em 144 recipientes de acrílico (oito tratamentos x seis datas de avaliação x três repetições) e depois de agrupadas as três repetições de cada tratamento para cada data de avaliação foram dispostos em frascos de vidro com capacidade de 2L. Em cada frasco de vidro foi acondicionado outro recipiente aberto contendo somente água destilada, com a finalidade de saturar a atmosfera interna do frasco e evitar a perda excessiva de água do solo. Para evitar a deficiência de O₂, os potes foram aerados periodicamente. O teor de umidade foi controlado por meio da pesagem das unidades experimentais e, quando necessário, foi adicionada água destilada.

2.3.4 Avaliações

2.3.4.1 Mineralização do carbono

A mineralização do C dos resíduos culturais foi avaliada através da quantificação da liberação de CO₂ (Stotzky, 1965), aos 3, 7, 14, 20, 40, 60, 80, 100, 120, 150, 180 dias após o início da incubação, sempre nos mesmos frascos. O CO₂ liberado em cada tratamento foi captado em 10 mL de solução de NaOH 1 M, colocada em um recipiente de vidro com capacidade de 37 mL, suspenso internamente na parte superior do frasco. O excesso de NaOH em cada intervalo de coleta foi titulado com HCl 1 M, após a adição de BaCl₂ 2 M. A cada avaliação, as unidades experimentais foram aeradas, deixando os frascos de vidro abertos por 10 minutos antes da adição da nova solução de NaOH.

A mineralização do ¹³C foi avaliada pela quantificação do ¹³CO₂ liberado durante a decomposição dos resíduos culturais. Para isso, o BaCO₃ formado após a adição do BaCl₂ antes da titulação com HCl foi filtrado em filtro de fibra de vidro com porosidade de 1,2 µm. O BaCO₃ retido no filtro foi seco em estufa à 65°C e analisado quanto ao excesso isotópico de ¹³C em analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar e Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da UFSM.

2.3.4.2 Carbono remanescente nos resíduos culturais e no solo

As avaliações da quantidade de C e ^{13}C remanescentes nos resíduos e no solo foram realizadas aos 3, 7, 20, 60, 120 e 180 dias após a instalação do experimento. Em cada data de avaliação os resíduos culturais foram removidos da superfície do solo, secos em estufa a 65°C e pesados para determinar a quantidade de matéria seca remanescente. Em seguida o solo foi retirado dos recipientes de acrílicos, homogeneizado e colocado para secar ao ar. As amostras secas de resíduos culturais e de solo foram finamente moídas em moinho de bolas para a análise de C total e da abundância isotópica de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) em analisador elementar (Flash 2000 IRMS, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) acoplado a um espectrômetro de massa de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany) do Laboratório de Análise Elementar e Isótopos Estáveis do Departamento de Solos da UFSM.

2.3.5 Cálculos

2.3.5.1. Mineralização aparente do C

A velocidade de mineralização do C (V_{mc}) foi calculada em cada data de avaliação através da seguinte equação:

$$V_{mc} = \left[\frac{(CO_{2rc} - CO_{2s})}{(C_{ad} \times t)} \right] \times 100 \quad (1)$$

sendo, V_{mc} a velocidade de mineralização do C, expressa em % do C adicionado dia^{-1} ; CO_{2rc} quantidades de CO_2 emitidas (mg kg^{-1}) nos tratamentos com resíduos culturais e CO_{2s} quantidades de CO_2 emitidas (mg kg^{-1}) nos tratamentos somente com solo; C_{ad} quantidade de C adicionado (mg kg^{-1}) com os resíduos culturais em cada tratamento; e t o tempo em dias.

O cálculo da mineralização do C em cada data de análise foi realizado utilizando a seguinte equação:

$$C_{min} = \left(\frac{CO_{2rc} - CO_{2s}}{C_{ad}} \right) \times 100 \quad (2)$$

sendo, C_{min} a mineralização aparente do C dos resíduos (% do C adicionado); CO_{2rc} e CO_{2s} as quantidades de CO_2 emitidas ($mg\ kg^{-1}$) nos tratamentos com resíduos e naqueles com somente solo, respectivamente; e C_{ad} a quantidade de C adicionado ($mg\ kg^{-1}$) com os resíduo vegetais.

Os valores obtidos para a mineralização do C são considerados aparentes, pois assume-se que a adição dos resíduos culturais ao solo não afeta a mineralização do C presente na matéria orgânica do solo (efeito “priming” nulo) (Fontaine et al., 2003).

2.3.5.2 Estimativa das transformações do ^{13}C

Os valores isotópicos foram expressos em relação ao padrão internacional Vienna-Pee Dee Belemnite (V-PDB):

$$e^{13}C\ (\text{atom}\%) = A^{13}C_{amo}\ (\text{atom}\%) - A^{13}C\ \text{VPDB}\ (\text{atom}\%) \quad (3)$$

sendo, $e^{13}C$ o excesso isotópico de ^{13}C da amostra em atom%; $A^{13}C_{amo}$ a abundância isotópica de ^{13}C da amostra em atom%; e $A^{13}C\ \text{VPDB}$ a abundância isotópica de ^{13}C em atom% do padrão internacional Vienna-Pee Dee Belemnite (V-PDB).

A quantidade de ^{13}C adicionada ao solo ($^{13}C_{ad}$, $mg\ kg^{-1}$) com os resíduos culturais foi calculada pela seguinte equação:

$$^{13}C_{ad} = C_{ad} \times (e^{13}C_{rc} - e^{13}C_s) \quad (4)$$

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

2.3.5.3. Mineralização real do C dos resíduos culturais

A mineralização real do C dos resíduos de trigo, ervilha e ervilhaca foi calculada com as seguintes equações:

$$^{13}C_{min} = CO_2_{total} \times (e^{^{13}CO_2_{src}} - e^{^{13}CO_2_{s}}) \quad (5)$$

$$^{13}C_{min}\% = \left(\frac{^{13}C_{min}}{^{13}C_{ad}} \right) \times 100 \quad (6)$$

sendo, $^{13}C_{min}$ e $^{13}C_{min}\%$ a quantidade de ^{13}C mineralizado dos resíduos em $mg\ kg^{-1}$ e % do C adicionado, respectivamente; CO_2_{total} a quantidade de C mineralizado nos tratamentos com resíduos culturais ($mg\ kg^{-1}$); $e^{^{13}CO_2_{src}}$ e $e^{^{13}CO_2_{s}}$ o excesso isotópico de ^{13}C (atom%) do CO_2 nos tratamentos com resíduos e naqueles com somente solo, respectivamente.

Aos dados medidos de ^{13}C mineralizado (% do C adicionado) foram ajustados um modelo exponencial simples conforme Jung et al. (2011):

$$^{13}C_{min}\% = C_0 (1 - e^{-k \cdot dia}) \quad (7)$$

sendo, C_0 o C potencialmente mineralizável; k a velocidade constante de mineralização; e dia o tempo de incubação.

2.3.5.4. ^{13}C remanescente na palha e no solo (C-novo)

O cálculo da quantidade de ^{13}C remanescente nos resíduos e no solo foi realizado aos 0, 3, 7, 20, 60, 120, 180 dias após a instalação do experimento. Para o cálculo do C remanescente nos resíduos utilizou-se as seguintes equações:

$$^{13}C_{rem} = QMSrc \times \%Crc \times e^{^{13}Crc} \quad (8)$$

$$^{13}C_{rem}\% = \left(\frac{^{13}C_{rem}}{^{13}C_{ad}} \right) \times 100 \quad (9)$$

sendo, $^{13}C_{rem}$ e $^{13}C_{rem}\%$ a quantidade de ^{13}C remanescente nos resíduos em $mg\ kg^{-1}$ e % do C adicionado, respectivamente; $QMSrc$ a quantidade de matéria seca (MS) remanescente dos resíduos culturais ($mg\ kg^{-1}$); $\%Crc$ a concentração de C na MS dos resíduos remanescentes ($mg\ kg^{-1}$); $e^{^{13}Crc}$ o excesso isotópico de ^{13}C nos resíduos remanescentes.

O cálculo do ^{13}C no solo (C-novo) foi realizado com as seguintes equações:

$$^{13}\text{C}_{\text{solo}} = \text{QC}_{\text{s}} \times (e^{13}\text{C}_{\text{src}} - e^{13}\text{C}_{\text{s}}) \quad (10)$$

$$^{13}\text{C}_{\text{solo}\%} = \left(\frac{^{13}\text{C}_{\text{solo}}}{^{13}\text{C}_{\text{ad}}} \right) \times 100 \quad (11)$$

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

2.3.5.5 Recuperação do ^{13}C

Nos seis tratamentos com resíduos culturais e nas seis datas de avaliação do C remanescente (0, 3, 7, 20, 60, 180) foi calculado o ^{13}C recuperado ($^{13}\text{C}_{\text{rec}\%}$) conforme segue:

$$^{13}\text{C}_{\text{rec}\%} = ^{13}\text{C}_{\text{min}\%} + ^{13}\text{C}_{\text{rem}\%} + ^{13}\text{C}_{\text{solo}\%} \quad (12)$$

sendo, $^{13}\text{C}_{\text{min}\%}$ a quantidade de ^{13}C mineralizado dos resíduos; $^{13}\text{C}_{\text{rem}\%}$ a quantidade de ^{13}C remanescente nos resíduos e $^{13}\text{C}_{\text{solo}\%}$ a quantidade de ^{13}C no solo.

2.3.5.6 Efeito “priming” (priming effect)

A alteração de curto prazo na taxa de decomposição da MOS induzidas pela adição de um novo substrato ao solo é chamada de efeito “priming” (EP). O EP (mg kg^{-1}) pode ser observado comparando a mineralização real do C ($^{13}\text{C}_{\text{min}}$) com a mineralização aparente do C (C_{min}). A intensidade do EP foi determinada conforme a seguinte equação:

$$\text{EP} = ^{13}\text{C}_{\text{min}} - \text{C}_{\text{min}} \quad (13)$$

2.3.6 Análise Estatística

Os resultados de liberação de CO₂, velocidade de mineralização e C mineralizado, ¹³C mineralizado, ¹³C velocidade de mineralização, efeito “priming” e MS remanescente, C remanescente, ¹³C remanescente, ¹³C no solo, carbono potencialmente mineralizável (C₀) e velocidade constante de mineralização (*k*) foram submetidos à análise de variância e testou-se para todos os parâmetros avaliados a interação entre os fatores resíduos culturais (RC), tipo de solo (S) e tempo (T). Além disso, foram submetidos à análise de variância e testada a interação entre os fatores resíduos culturais (RC) e tipo de solo (S) para os dados medidos de ¹³C mineralizado, ¹³C remanescente e ¹³C no solo nos primeiros 20 dias (período de mais intensa decomposição) e ao final dos 180 dias (final da incubação). As médias de tratamentos foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey a 5 %. Todos os dados foram analisados usando o programa estatístico SISVAR (Ferreira, 2011).

2.4 Resultados

Para os dados de mineralização aparente (liberação de CO₂, velocidade de mineralização e C mineralizado), ¹³C mineralizado, efeito “priming” e MS remanescente ocorreu interação entre RC e S (Tabela 3). Para as variáveis *k*, C remanescente e ¹³C remanescente houve efeito isolado apenas do tipo de RC. Já para a velocidade de mineralização real, C₀ e ¹³C no solo houve efeito isolado dos RC e do S. A análise estatística realizada para as variáveis ¹³C mineralizado, ¹³C remanescente e ¹³C no solo medidas aos 20 e 180 dias (final da incubação) indicou ausência de interação entre RC e S, sendo verificado efeito significativo isolado do tipo de RC e do S para a mineralização do ¹³C para o ¹³C remanescente e ¹³C no solo aos 20 dias de incubação. Também efeito isolado do tipo de RC e S foi observado para o ¹³C mineralizado aos 180 dias. Já para o ¹³C remanescente e ¹³C no solo não foi verificado efeito dos fatores tipo de RC e S aos 180 dias.

2.4.1 Mineralização aparente do C

A mineralização aparente do C durante os 180 dias de incubação foi dependente do tipo de resíduo e do tipo de solo (Tabela 3 e Figura 1). Na ausência de resíduos culturais a liberação acumulada de CO₂ atingiu 640 mg de C-CO₂ kg⁻¹ no Argissolo (Figura 1a) e 730 mg de C-CO₂ kg⁻¹ no Latossolo (Figura 1b). No Argissolo o maior valor de CO₂ liberado foi observado na presença da ervilhaca (2.085 mg de C-CO₂ kg⁻¹) o qual superou os valores observados nos tratamentos com ervilha e trigo (valor médio: 1.957 mg de C-CO₂ kg⁻¹). No Latossolo a liberação de CO₂ diferiu entre os três tratamentos, com a ervilhaca (2.400 mg C-CO₂ kg⁻¹) novamente apresentando os maiores valores de CO₂, seguidos pela ervilha (2.144 mg C-CO₂ kg⁻¹) e trigo (1.913 mg C-CO₂ kg⁻¹).

A velocidade de mineralização apresentou nos primeiros 20 dias de incubação os maiores valores em todos os tratamentos (Figura 1c e 1 d). Nesse período também foram observadas as maiores diferenças entre os resíduos culturais nos dois solos estudados. No Argissolo aos três dias a velocidade de mineralização do C da ervilhaca, ervilha e trigo atingiu, respectivamente, 3,8, 2,6, 2,4 % do C adicionado dia⁻¹ (Figura 1c). Nesse mesmo período no Latossolo os valores foram de 3,5, 2,7, 1,5 % do C adicionado dia⁻¹ (Figura 1 d). Após esta rápida mineralização ocorreu um decréscimo acentuado na velocidade de mineralização até os 40 dias, quando os valores observados atingiram em média nos dois solos valores de 0,5% de C adicionado dia⁻¹. Após esse período os valores foram reduzindo para todos os tratamentos até o final da incubação (180 dias).

A mineralização aparente do C expressa em relação à quantidade de C adicionado apresentou um padrão semelhante nos dois solos até os primeiros 40 dias de incubação (Figura 1e e 1f). Nesse período a quantidade média de C mineralizada nos dois solos representa 48, 41, 38% da quantidade total mineralizada em 180 dias para os resíduos de ervilhaca, ervilha e trigo, respectivamente. Após esse período, verifica-se que enquanto no Argissolo a mineralização aparente do C apresentou comportamento não linear, no Latossolo observa-se a tendência de aumento linear na mineralização do C principalmente para os resíduos de ervilhaca e ervilha. Ao final do período de incubação a mineralização aparente no Argissolo para a ervilhaca, ervilha e trigo foram de 65%, 61% e 60%, respectivamente. No Latossolo os valores de mineralização do C da ervilhaca (76%) e ervilha (66%) foram maiores e para o trigo (54%) inferior ao observado no Argissolo.

2.4.2 Mineralização real do C

Altas taxas de mineralização de ^{13}C dos resíduos foram observadas durante os primeiros 20 dias, com os maiores valores de C adicionado dia^{-1} para o resíduo de ervilhaca em ambos os solos (Figura 2a e 2b). Após os 20 dias a mineralização do ^{13}C diminuiu gradualmente e a velocidade de mineralização foi menor do que 0,5% de ^{13}C adicionado dia^{-1} , sendo que até 80 dias o resíduo de ervilhaca manteve as menores taxas diferindo do resíduo de trigo e ervilha. Após esse período até o final do experimento foram encontrados valores de velocidade de mineralização próximos a zero não ocorrendo diferença significativa para os resíduos em ambos os solos neste período.

Quanto a mineralização real do C, observa-se na Figura 2c e 2 d que até os primeiros 20 dias de incubação ocorreu uma maior quantidade de C mineralizado para o resíduo da ervilhaca com uma porcentagem de mineralização próximo de 32% para ambos os solos. Após esse período observa-se que as curvas de C mineralizado do trigo começam a apresentar os maiores valores para ambos os solos. Também podemos observar que a mineralização do C dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca foi maior no Argissolo (Fig. 2c), quando comparado ao Latossolo (Fig. 2 d).

Não houve interação entre resíduos e solo para as variáveis C_0 e k (Tabela 4). O C_0 decresceu na seguinte ordem: trigo > ervilha > ervilhaca. Na média de todos os resíduos o C_0 foi maior no solo Argissolo do que no Latossolo. Os valores de k também diferiram entre os resíduos e variou de 0,033 para o trigo a 0,075 para o resíduo de ervilhaca, mas não foram encontradas diferenças para os valores de k entre o Argissolo e o Latossolo.

2.4.3 Efeito priming (EP)

Ao comparar a mineralização real (Fig. 2 c, d) e a aparente dos resíduos (Fig. 1 e, f) podemos observar que não houve um padrão similar para os tratamentos. Verificou-se que o resíduo de trigo mineralizou mais C na mineralização real a partir dos 60 dias de avaliação, diferente do que aconteceu na mineralização aparente onde o resíduo de ervilhaca apresentou à maior mineralização durante os 180 dias. Independente dos resíduos a mineralização aparente apresentou a maior

mineralização de C, em torno de 76% no Latossolo, sendo que na mineralização real o valor máximo foi de 55% ao final dos 180 dias.

No presente estudo foi verificado um EP positivo para ambos os solos desde o início do experimento em que a diferença entre mineralização aparente e a mineralização real aumentou gradativamente ao longo do tempo (Figura 3). Comparando os tratamentos do solo Argissolo (Fig. 3a, c, e) ao final da incubação, aos 180 dias, pode-se observar que o maior EP foi encontrado para resíduo de ervilhaca com 44% a mais na mineralização aparente quando comparada a mineralização real. Para os demais resíduos, os valores foram de 21% para a ervilha e de 11% para o trigo. No solo Latossolo (Figuras 3b, d, f) o maior valor também foi encontrado com a ervilhaca (68%), seguido pelos resíduos de ervilha (43%) e trigo (5%) ao final dos 180 dias.

Os maiores valores de EP foram observados para o resíduo de ervilhaca em ambos os solos, isso é comprovado através dos resultados do C extra, que é a diferença entre a mineralização real e aparente (Figura 4). Quando comparado os resultados dos três tipos de resíduos culturais e o tipo de solo observamos que o tratamento SL + palha de ervilhaca obteve maior valor de carbono extra (679 mg de C-CO₂) que o tratamento SA + palha de ervilhaca (442 mg de C-CO₂). Valores menores, mas com a mesma tendência foram encontrados para o resíduo de ervilha que foi maior no tratamento SL + palha de ervilha (425 mg de C-CO₂) em relação ao SA + palha de ervilha (231 mg de C-CO₂) e para os tratamentos SL + palha de trigo e SA + palha de trigo não ocorreu diferença significativa entre estes dois tratamentos com valores de 61 mg de C-CO₂ e 135 mg de C-CO₂ respectivamente

2.4.4 Matéria seca e ¹³C remanescentes nos resíduos

A decomposição dos resíduos de trigo, ervilha e ervilhaca mostrou um comportamento clássico, com uma diminuição mais acentuada na fase inicial de decomposição, seguida de uma fase cuja diminuição da matéria seca remanescente foi mais lenta e estável (Figura 5 a-b). Em ambos os solos, aos 20 dias, o resíduo de ervilhaca apresentou a maior decomposição, seguido dos resíduos de ervilha e trigo que não diferiram entre si. Observa-se que nesse período, que em média apenas 48% da MS da ervilhaca permanecia no Argissolo e no Latossolo, contra 57% para

a ervilha e trigo. Aos 180 dias não se verificou diferença entre resíduos e solo e a média de MS remanescente foi de 28%.

A redução na quantidade de C remanescente dos resíduos culturais foi também mais intensa nos primeiros 20 dias de avaliação (Figura 5 c-d). Nesse período, foi perdido em média 44% do C total dos resíduos, sendo que até os 180 dias de avaliação foram perdidos aproximadamente 75% do C. As maiores perdas de C foram observadas para o resíduo de ervilhaca até os 20 dias, onde permanecia apenas 50% do C na MS. Ao final do período de 180 dias, os maiores valores de C remanescente foram observados no tratamento de ervilhaca (28 %), enquanto que os menores foram verificados no trigo (23 %). O resíduo cultural de ervilha apresentou valor intermediário de C remanescente, cuja média foi de 26%. O tipo de solo não teve efeito sobre o C remanescente dos resíduos.

A cinética das quantidades remanescentes de ^{13}C nos resíduos de trigo, ervilha e ervilhaca (Figura 6) apresentou uma dinâmica semelhante àquela mostrada na figura 5 (a, b, c, d), para as quantidades de MS remanescente e C remanescente. Os primeiros 20 dias correspondem ao período em que ocorreu o maior decréscimo nas quantidades de ^{13}C remanescente. Ao final deste período, a quantidade de ^{13}C remanescente foi menor no resíduo de ervilhaca (média dos dois solos = 52%) em relação aos resíduos de trigo e ervilha (média de 63%). Para o solo arenoso a média dos teores de ^{13}C remanescente nos três resíduos foi de 54 % e no solo argiloso foi 62% (Fig. 6 a). Aos 180 dias, os resíduos culturais não diferiram entre si para ambos os solos, atingindo uma média de 26% de ^{13}C remanescente no Argissolo e 25% no Latossolo, ou seja, aproximadamente 75% do C foram perdidos dos resíduos culturais.

2.4.5 C-novo no solo

Não houve interação entre resíduos culturais e tipo de solo para a quantidade de C-novo no solo (Figura 7). Durante a incubação o C-novo no solo aumentou com o avanço da decomposição dos resíduos culturais (dados não mostrados). Aos 20 dias, período que coincide com o fim da rápida fase de decomposição dos resíduos, uma maior quantidade de C-novo foi quantificado no solo com os resíduos de trigo e ervilhaca (9,3 e 10,8%) do que com a ervilha (5,2%). Nesse mesmo período a quantidade de C-novo no solo arenoso superou aquela do solo argiloso (9,0 vs

7,9%). Ao final da incubação não foram observadas diferenças no C-novo no solo entre os resíduos de trigo, ervilha e ervilhaca com valores próximos de 16%, 13,5% e 14% respectivamente e entre solos com valores de 15,5% para o Argissolo e 14% para o Latossolo.

2.5.6 Recuperação de ^{13}C

A recuperação do ^{13}C dos resíduos de trigo, ervilha e ervilhaca no solo, CO_2 e resíduos remanescentes estão apresentados na Figura 8. Observa-se que principalmente para os resíduos de ervilha e ervilhaca os valores de ^{13}C recuperado decrescem com o avanço da incubação e os menores valores foram obtidos no Latossolo do que no Argissolo. No Argissolo os valores de ^{13}C recuperados variaram de 92% a 100% no trigo (média de 97%), 90% a 103% na ervilha (média 94%) e 88% a 96% na ervilhaca (média de 93%). Para o Latossolo os valores de ^{13}C recuperados variaram de 88% a 104% no trigo (média de 94%), 87% a 93% na ervilha (média de 90%) e 79% a 99% na ervilhaca (média de 88%).

2.5 Discussão

2.5.1 Influência da qualidade dos resíduos culturais e do tipo de solo sobre a decomposição

A dinâmica de decomposição de resíduos culturais é normalmente caracterizada por apresentar duas fases distintas, uma fase inicial rápida seguida de outra mais lenta (Angers & Recous, 1997, Coppens, 2006, Redin et al., 2014a). Essa cinética de decomposição é observada tanto para resíduos culturais incorporados ou mantidos na superfície do solo e em condições de laboratório (Abiven et al., 2005; Bertrand et al., 2006; Thippayarugs et al., 2008, Quemada e Cabrera, 1995; Redin et al., 2014a) ou de campo (Aita & Giacomini, 2003; Tahir, 2015). No presente estudo independente do tipo de resíduo cultural e do solo a decomposição também ocorreu em duas fases, a mais rápida até os primeiros 20 dias, seguida de outra mais lenta até o final da incubação. A rápida decomposição dos resíduos na fase inicial mesmo na superfície do solo ocorre devido à rápida mineralização da fração solúvel presente nos resíduos a qual é formada principalmente de compostos de C de baixo

peso molecular como os açúcares (Redin et al., 2010; Cotrufo, et al., 2013). Após a exaustão dessa fração mais lábil ocorre um decréscimo e uma estabilização na taxa de decomposição. Isso em função de permanecer nos resíduos principalmente compostos mais resistentes ao ataque microbiano como os compostos lignocelulolíticos (Aita & Giacomini, 2003, Abiven et al., 2005, Redin et al., 2014), os quais normalmente são decompostos por grupos de microrganismos especializados que possuem enzimas específicas para decompor tais compostos.

Embora a dinâmica de decomposição tenha sido semelhante entre os resíduos, a quantidade decomposta ao final das duas fases de decomposição foi influenciada pelo tipo de resíduo e pelo solo. Nos primeiros 20 dias uma maior mineralização e menor quantidade de C remanescente foram observadas com os resíduos de ervilhaca e no solo arenoso. Possivelmente essa maior degradação dos resíduos da ervilhaca nos estágios iniciais de decomposição deve estar relacionado à presença nesses resíduos de importante fração solúvel associada ao teor elevado de N, combinação de fatores que resulta em elevada velocidade de decomposição conforme evidenciado em diversos estudos (Cobo et al., 2002, Abiven et al., 2005, Thippayarugs et al., 2008). Nessa condição o N e o C não são fatores limitantes ao crescimento dos microrganismos, que além de degradarem maiores quantidades de material vegetal, utilizam o C com maior eficiência resultando em maior liberação de compostos microbianos no solo (Cotrufo et al., 2013). Possivelmente até os primeiros 20 dias ocorreu a degradação da maior parte da fração solúvel dos resíduos de ervilhaca condição que provocou uma redução na quantidade de C mineralizada no decorrer da incubação. Nesse período inicial os resíduos de trigo e ervilha apresentaram os menores valores de C mineralizado, resultado que deve estar condicionado a menor concentração de N e fração solúvel aliado a uma importante fração de CEL + HEM nesses resíduos comparada aquela da ervilhaca. Os teores de LIG na ervilhaca foram intermediários aos apresentados pelo trigo e a ervilha, no entanto não houve relação com a velocidade de mineralização corroborando com Redin et al. (2014b) que verificaram que nos estágios iniciais da decomposição o teor de lignina parece não regular as taxas de decomposição e mineralização do C dos resíduos no solo. Os dados de N mineral do solo apontam a ocorrência de imobilização de N para o resíduo de trigo durante os 180 dias e até os primeiros 7 dias para o resíduo de ervilha (dados não apresentados) indicando que a disponibilidade de N pode ter sido um fator limitante a degradação desses resíduos

conforme verificado por Mary et al. (1996) para resíduos orgânicos pobres em N como palhas de cereais.

Após os primeiros 20 dias os resíduos de trigo começam a apresentar uma maior mineralização em relação aos resíduos de ervilhaca e atingem no final do experimento os maiores valores de C mineralizado e isso acontece novamente no solo arenoso. Comportamento intermediário ao da ervilhaca e trigo foi observado para os resíduos de ervilha. No entanto, ao final do experimento não foi encontrada diferença na quantidade de C remanescente entre resíduos e entre os solos. Possivelmente essa maior mineralização de C esteja relacionada a um efeito dos resíduos de trigo e ervilha sobre a eficiência microbiana no uso do substrato. Como esses resíduos apresentam uma fração mais recalcitrante e baixos teores de N os microrganismos gastam mais energia para assimilar o C contido no substrato e dessa forma uma maior quantidade de C é mineralizada até CO₂ por unidade de C assimilado (Cotrufo et al., 2013). A eficiência do uso do substrato, além de ser dependente da qualidade do substrato, por exemplo, peso molecular, solubilidade, complexidade estrutural, relação C/N, também depende da eficiência dos microrganismos em utilizar os assimilados para a síntese de enzimas, que será variável de acordo com a composição da comunidade microbiana do solo, razão fungos/bactérias (Six et al., 2006), sendo influenciada também por fatores edafoclimáticos (Manzoni et al., 2012).

Os valores de C_0 e k obtidos com o ajuste do modelo exponencial simples aos dados de mineralização real reforçam a ausência de interação entre resíduos culturais e tipo de solo sobre o processo de decomposição. Independente do solo, o valor de C_0 decresceu na seguinte ordem: trigo > ervilha > ervilhaca. Os resíduos de ervilhaca com o menor valor de C_0 apresentaram o maior valor de k . Conforme discutido anteriormente a maior taxa de decomposição da ervilhaca está relacionado aos elevados teores de N e de fração solúvel nos resíduos. O fato de não ter sido observado diferenças entre os valores de k entre os dois solos reforça as observações de outros estudos de que existe uma maior dependência da velocidade de decomposição com a composição química dos resíduos do que com as características físico-químicas do solo (Hobbie, 2005; Manzoni et al., 2010; Bejarano et al., 2014). No entanto, o solo afetou o tamanho do compartimento de C mineralizável dos resíduos. Finn et al. (2015) relatam efeito positivo do tipo do solo sobre a decomposição de três resíduos vegetais sendo observado um aumento na

decomposição dos resíduos em solo com menor C/N e maior teor de fósforo. Porém ao contrário do observado no presente estudo Finn et al. (2015) relatam uma maior degradação dos resíduos em solo argiloso do que arenoso. Já Frøseth & Blenken (2015) encontraram maior mineralização de C de folhas de trevo em solo arenoso do que em solo argiloso em acordo com o observado no presente estudo. Entre os fatores que podem explicar esses resultados pode estar às semelhanças no histórico de cultivo e quantidades de resíduos recebidas pelos dois solos utilizados na incubação; além disso, uma possível proteção de compostos solúveis dos resíduos e a diminuição da difusão de enzimas até os sítios de decomposição no solo argiloso devem contribuir para reduzir a quantidade de C mineralizado (Saggar et al., 1996; Frøseth & Blenken, 2015) Contudo, quando analisada a quantidade de C remanescente ao final de 180 dias não foi verificada diferença entre os solos arenoso e argiloso.

2.5.2 Influência da qualidade dos resíduos culturais e do tipo de solo sobre o efeito "priming"

A alteração de curto prazo na taxa de decomposição da MOS induzidas pela adição de um novo substrato ao solo é chamada de efeito "priming" (EP). Os mecanismos responsáveis pelo efeito "priming" são muito mais complexos do que comumente se acredita, assim o uso de resíduos culturais enriquecidos torna-se uma ferramenta para melhor compreender esse processo relativo ao C (Fontaine et al., 2003). O EP para os resíduos de ervilhaca e ervilha foi maior no solo argiloso do que no solo arenoso. Para o resíduo de trigo o EP foi semelhante nos dois tipos de solo. Esse comportamento demonstra que tanto a qualidade do resíduo como o tipo de solo são fatores determinantes para a ocorrência do EP. Assim observa-se que o resíduo de trigo que possui menor fração lábil e teor de N do que a ervilhaca e a ervilha apresenta uma menor mineralização do C do solo pelo fato de ocorreu menos estímulo do C da MOS, diferente da ervilha e da ervilhaca. Kuzyakov et al. (2000) observaram que quando resíduos orgânicos facilmente decomponíveis (mais fração lábil) eram adicionados no solo ocorria aumento no EP. No estudo de Hoyle, (2008) também ficou evidenciada a ocorrência do EP em solos de regiões temperadas e boreais com alto conteúdo de C e até mesmo em solos com baixo teor de C, o que corrobora com os resultados obtidos nesse estudo. Da mesma forma,

Froseth e Bleken (2015) concluíram que o tipo de solo influencia o efeito “priming”, encontrando maior efeito durante os 142 dias de incubação para o solo argiloso em comparação com o arenoso utilizando resíduos de trevo. Esses resultados indicam que para resíduos de maior qualidade o balanço líquido entre C mineralizado devido ao EP e C novo pode ser negativo caso o efeito do EP for maior do que a quantidade de C incorporada ao solo a partir dos resíduos.

2.5.3 Influência da qualidade dos resíduos culturais e do tipo de solo sobre a estabilização do ¹³C no solo

Não houve interação entre resíduos culturais e tipo de solo para a quantidade de C novo no solo. Durante a incubação o C novo no solo aumentou com o avanço da decomposição dos resíduos culturais, sendo que ao final dos 180 dias a quantidade de C novo no solo dos três resíduos culturais não diferiu e foi semelhante no solo arenoso e argiloso. Tais resultados contrariam a hipótese do presente estudo, de que uma maior quantidade de C novo no solo seria encontrada com os resíduos de ervilhaca (maior fração mais lábil) e no solo argiloso. Essa hipótese foi elaborada a partir de Cotrufo et al. (2013) que propôs a abordagem *Eficiência Microbiana-Matrix de estabilização (EM-ME)* para integrar a decomposição de resíduos e estabilização da matéria orgânica no solo. Nessa abordagem os resíduos de alta qualidade, ou seja, com maiores teores de constituintes lábeis, são rapidamente convertidos em produtos microbianos e com uma maior eficiência de uso, liberando menos CO₂ para a atmosfera. Por outro lado, resíduos de baixa qualidade inicialmente são decompostos mais lentamente. Portanto, uma menor quantidade destes resíduos será convertida em produtos microbianos. Diversas evidências demonstram que os produtos e subprodutos microbianos dos resíduos de alta qualidade são os maiores contribuintes para a formação da MOS (KNICKER, 2011). Porém o destino final do C após a decomposição dos resíduos depende das suas interações com a matriz do solo (Cotrufo et al., 2013). Onde o C se acumularia mais em solos com uma alta matriz de estabilização, neste caso solos com características como as do Latossolo. Os principais fatores a médio e longo prazo para a estabilização da MOS seriam uma combinação de mecanismos físicos e químicos controlados pela quantidade e qualidade das partículas de silte e argila (Sollins et al., 1996, Von Lutzow et al., 2006).

Embora a qualidade química dos resíduos seja considerada um fator determinante na estabilização da MOS resultados disponíveis na literatura apontam inconsistência do efeito desse fator sobre o acúmulo de C no solo (Gentile et al., 2011.; Carrington et al., 2012; Dungait et al., 2012). Castellano et al. (2015) ao revisar 15 artigos que avaliaram o efeito da qualidade dos resíduos sobre o acúmulo de C no solo verificaram que em apenas 46% dos artigos foi encontrado efeito da qualidade dos resíduos. Snapp et al (2005) sugerem que o acúmulo de C no solo a partir de culturas de cobertura de leguminosas são relativamente pequenas em comparação com culturas de cobertura de cereais, não afetando o acúmulo total de C no solo. Entretanto, Peters et al., (1997), Grandy e Robertson, (2007) concluíram que o uso de plantas da família das Fabaceae como cultura de cobertura geralmente tem resultado em aumentos maiores no C do solo entre as práticas de manejo utilizadas em comparação com resíduos de Poaceae. Por outro lado, Gentile et al. (2010) relatam que a qualidade dos resíduos não interfere na estabilização do C no solo, sendo mais importantes as entradas de C e a capacidade de estabilização que do solo . Assim, sugere-se que a matriz mineral do solo domina a estabilização da MOS ao invés da qualidade do resíduo (Kogel-Knabner, 2002).

Mesmo com ausência do efeito da qualidade dos resíduos sobre o acúmulo de C no solo, esperava-se uma maior quantidade de C-novo no solo argiloso do que no solo arenoso devido a maior capacidade de estabilização da MOS dos solos de textura fina ricos em óxidos e filossilicatos (Cotrufo et al., 2015). Contrariamente, nos primeiros 20 dias uma maior quantidade de C novo foi encontrado no solo arenoso e aos 180 dias não houve diferença entre os solos. É importante considerar que o curto prazo de condução do experimento pode afetar a avaliação do tipo de solo sobre a estabilização do C de resíduos. Porém Castellano et al. (2015) apontam que o efeito da qualidade do resíduo na estabilização da MOS é modulado pela extensão da saturação do C no solo, tal que a qualidade dos resíduos depositados ao solo só irão afetar o acúmulo apenas quando existe um déficit de saturação. Recentemente estudos indicam que solos saturados em C apresentam baixo potencial de estabilização de C novo (Castellano et al., 2015). Com isso o efeito da qualidade do resíduo bem como a estabilização da MOS na matriz mineral pode levar a um resultado equivocado se o solo estiver saturado de C (Hassink & Whitmore 1997; Six et al., 2002a). A capacidade de armazenamento de C em solos que recebem resíduos de alta qualidade ou com uma maior rotação de culturas irá saturar a uma

taxa menor do que solos que recebem resíduos de baixa qualidade. Esta segunda característica é importante porque permite observar que nem sempre o C de resíduos de alta qualidade será estabilizado na matéria orgânica com maior eficiência do que o C de resíduos de baixa qualidade.

2.5.4 Recuperação do ^{13}C

Uma das principais vantagens do uso de resíduos vegetais enriquecidos com isótopo de ^{13}C é o acompanhamento da dinâmica do C dos resíduos no solo. No presente estudo a recuperação do ^{13}C variou de 79% a 104% sendo dependente da qualidade do resíduo e do tipo de solo. O déficit na recuperação do ^{13}C ocorreu principalmente nas últimas avaliações realizadas. Esse comportamento foi observado também por Sall et al. (2007), os quais recuperaram em média cerca de 84 a 102% do ^{13}C aos 134 dias de experimento. Thair (2015) trabalhando em condições de campo em solo Argissolo obteve aos 180 dias uma recuperação média de 84% do ^{13}C aplicado na superfície do solo com resíduos culturais das mesmas espécies utilizados neste estudo. Trinsoutrot et al. (2000) recuperaram em média cerca de 95% do ^{13}C aplicado ao solo com talos de colza (*Brassica napus* L.), em uma incubação conduzida durante 168 dias a 15°C. Uma recuperação inferior a 100% do ^{13}C adicionado também foi verificado por Gale e Cambardella (2000) em um experimento de laboratório com duração de 180 dias. Os baixos valores de recuperação do ^{13}C neste estudo e naqueles citados anteriormente podem estar relacionados a dois aspectos principais: 1) captura incompleta do $^{13}\text{C-CO}_2$ durante a mineralização dos resíduos (Puget and Drinkwater, 2001); e 2) perda de $^{13}\text{C-CO}_2$ quando da abertura dos frascos para a troca da solução de NaOH, aeração e adição de água. Embora isso, os valores de recuperação de ^{13}C do presente estudo podem ser considerados satisfatórios.

2.6 Conclusões

A qualidade dos resíduos culturais e a textura do solo afetaram a mineralização do C dos resíduos culturais.

O efeito “*priming*” é maior com os resíduos de ervilhaca considerados de melhor qualidade e em solo argiloso.

A quantidade de C no solo proveniente da parte aérea de plantas de trigo, ervilha e ervilhaca (C-novo) não é afetada pela qualidade dos resíduos culturais e pela textura do solo.

A recuperação de ^{13}C foi dependente dos resíduos culturais e do tipo de solo, sendo que os valores obtidos foram considerados satisfatórios.

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. *Biology and Fertility of Soils* 42, 119-128.
- Aita, C., Giacomini, S.J., 2003. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 27, 601-612.
- Angers, D.A., Recous, S., 1997. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant and Soil* 189, 197-203.
- Bejarano, M., Crosby, M.M., Parra, V., Etchevers, J.D., Campo, J., 2014. Precipitation regime and nitrogen addition effects on leaf litter decomposition in tropical dry forests. *Biotropica* 46, 415-424.
- Bertrand, I., Chabbert, B., Kurek, B., Recous, S., 2006. Can the biochemical features and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? *Plant Soil* 281, 291-307.
- Bird, J.A., Kleber, M., Torn, M.S., 2008. ^{13}C -and ^{15}N stabilization dynamics in soil organic matter fractions during needle and fine root decomposition. *Organic Geochemistry* 39, 465-477.
- Bruijn, A.M.G., Butterbach-Bahl, K., 2010. Linking carbon and nitrogen mineralization with microbial responses to substrate availability—the DECONIT model. *Plant Soil* 328, 271-290.

- Carrington, E.M., Hernes, P.J., Dyda, R.Y., Plante, A.F, Six, J., 2012. Soil Biology & Biochemistry Biochemical changes across a carbon saturation gradient: lignin, cutin, and suberin decomposition and stabilization in fractionated carbon pools. *Soil Biology & Biochemistry* 47, 179-190.
- Castellano, M.J., Mueller, K.E., Oik, D. C. Sawyer, J.E., Six, J. 2015. Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology* 1-10.
- Cobo, J.G., Barrios, E., Kass, D.C.L., Thomas, R.J., 2002. Decomposition and nutrient release by green manures in tropical hillside agroecosystem. *Plant and Soil* 240, 331-342.
- Coppens, F., Merckx, R., Recous, S., 2006. Impact of crop residue location on carbon and nitrogen distribution in soil and inwater-stable aggregates. *European Journal of Soil Science* 57, 570-582.
- Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A.J., Campbell, E.E., Haddix, M. L., Wall D. H., and Parton, W. J., 2015. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience* 8, 766-779.
- Cotrufo, M.F., Wallenstein, M.D., Boot, C.M., Denef, K., Paul, E., 2013. The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: do labile plant inputs form stable soil organic matter. *Global Change Biology* 19, 988-995.
- Dungait, J.A.J., Hopkins, D.W., Gregory, A.S., Whitmore, A.P., 2012. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. *Global Change Biology* 18, 1781-1796.
- Embrapa - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - 2013. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro, 353.

- Ferreira, D.F., 2011. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia* 35, 1039-1042.
- Fierer, N., Allen, A.S., Schimel, J.P., Holden, P.A., 2003. Controls on microbial CO₂ production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. *Global Change Biology* 9, 1322-1332.
- Finn, D., Page, K., Catton, K., Strounina, E., Kienzle, M., Robertson F., Armstrong, R., Dalal, R., 2015. Effect of added nitrogen on plant litter decomposition depends on initial soil carbon and nitrogen stoichiometry. *Soil Biology & Biochemistry* 91, 160-168.
- Fontaine, S., Mariotti, A., Abbadie, L., 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology & Biochemistry* 35, 837- 843.
- Frøseth, R.B., Bleken, M.A. 2015. Effect of low temperature and soil type on the decomposition rate of soil organic carbon and clover leaves, and related priming effect. *Soil Biology & Biochemistry* 80, 156-166.
- Gale, W.J., Cambardella, C.A., 2000. Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no till. *Soil Science Society of America Journal* 64, 190-195.
- Gentile, R., Vanlauwe, B. Kavoo, A. E., Chivenge, P. Six, J., 2010. Residue quality and N fertilizer do not influence aggregate stabilization of C and N in two tropical soils with contrasting texture *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 88,121-131.
- Gentile, R., Vanlauwe, B., Six, J., 2011. Litter quality impacts short- but not long-term soil carbon dynamics in soil aggregate fractions. *Ecological Applications* 21, 695-703.

- Grandy, A.S., Robertson, G.P., 2007. Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. *Ecosystems* 10, 58–73.
- Hassink, J., Whitmore A.P., 1997. A model of the physical protection of organic matter in soils. *Soil Science Society of America Journal* 61, 131-139.
- Helgason, B.L., Gregorich, E.G., Janzen, H.H., Ellert, B.H., Lorenz, N., Dick, R.P., 2014. Long-term microbial retention of residue C is site-specific and depends on residue placement *Soil Biology & Biochemistry* 68, 231-240.
- Hobbie, S.E., 2005. Contrasting effects of substrate and fertilizer nitrogen on the early stages of litter decomposition. *Ecosystems* 8, 644-656.
- Hoyle, F.C., Murphy, D.W., Brookes, P.C., 2008. Microbial response to the addition of glucose in low-fertility soils. *Biology and Fertility of Soils* 44, 571-579.
- Johnson, J.M.F., Barbour, N.W., Lachnicht-Weyers, S., 2007. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. *Soil Science Society of America* 71, 155-162.
- Jung, J.Y., Lal, R., Ussiri, D.A.N., 2011. Changes in CO₂, ¹³C abundance, inorganic nitrogen, b-glucosidase, and oxidative enzyme activities of soil during the decomposition of switchgrass root carbon as affected by inorganic nitrogen additions. *Biology and Fertility of Soils* 47, 801- 813.
- Knicker, H., 2011. Soil organic N – an under-rated player for C sequestration in soils? *Soil Biology and Biochemistry* 43, 1118-1129.
- Kogel-Knabner, I., 2002. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. *Soil Biology & Biochemistry* 34, 139-162.

- Kogel-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.
- Kogel-Knabner, I., Kleber, M., 2011. Mineralogical, physicochemical, and microbiological controls on soil organic matter stabilization and turnover. In: *Handbook of Soil Sciences: Resource Management and Environmental Impacts*, 2nd Ed (eds Pan Ming Huang YL, Sumner ME). CRC, London.
- Kuzyakov, Y., Friedel, J.K., Stahr, K., 2000. Review of mechanisms and quantification of priming effects. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1485-1498.
- Mambelli, S., Bird, J.A., Gleixner, G., Dawson, T.E., Torn, M.S., 2011. Relative contribution of foliar and fine root pine litter to the molecular composition of soil organic matter after in situ degradation. *Organic Geochemistry* 42, 1099-1108.
- Manzoni, S., Taylor, P., Richter, A., Porporato, A., Agren, G.I., 2012. Environmental and stoichiometric controls on microbial carbon-use efficiency in soils. *New Phytologist*, 196, 79-91.
- Manzoni, S., Trofymow, J.A., Jackson, R.B., Porporato, A., 2010. Stoichiometric controls on carbon, nitrogen and phosphorous dynamics in decomposing litter. *Ecological Monographs* 80, 89- 106.
- Mary, B., Recous, S., Darwis, D., Robin, D., 1996. Interactions between decomposition of plant residues and nitrogen cycling in soil. *Plant and Soil* 81, 71-82.
- Oades, J.M., 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry* 5, 35-70.
- Peters, S.E., Wander, M., Sapirito, L.S., Harris, G.H., Friedman, D.B., 1997. Management impacts on SOM and related soil properties in a long term

farming systems trial in Pennsylvania. In: Soil Organic Matter in Temperate Agroecosystems (eds Paul EA, Elliott ET, Pautin KH, Cole CV). 183-196.

Poirier, V., Anger, D.A., Rochette, P., Whalen, J.K., 2013. 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* 49, 527-535.

Prescott, C., 2010. Litter decomposition: what controls it and how can we alter it to sequester more carbon in forest soils? *Biogeochemistry* 101, 133-149.

Puget, P., Drinkwater, L.E., 2001. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. *Soil Science Society of America Journal* 65, 771-779.

Quemada, M., Cabrera, M.L., 1995. Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. *Soil Science Society of America Journal* 59, 471-477.

Rasse, D.P., Rumpel, C., Dignac, M.F., 2005. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. *Plant and Soil* 269, 341-356.

Redin, M., 2010. Composição bioquímica e decomposição da parte aérea e raízes de culturas comerciais e de plantas de cobertura do solo- Santa Maria, 2010. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2010.

Redin, M., Guénon, R., Recous, S., Schmatz, R., Liberalesso, F.L., Aita, C., Giacomini, S.J., 2014a. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. *Plant and Soil* 378, 205-214.

Redin, M., Recous, S., Aita C., Dietrich, G. a, Skolaude, A. C., Ludke, W H., Schmatz, R., Giacomini, S.J., 2014b. How the chemical composition and

heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 78, 65- 75.

Rubino, M., Dungait, J.A.J., Evershed, R., Bertolini, T., Angelis, de P., Onofrio D'A., 2010. Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: evidences from a ¹³ C labeled leaf litter experiment. *Soil Biology & Biochemistry* 42, 1009–1016.

Saggar, S., Parshotam, A., Sparling, G.P., Feltham, C.W., Hart, P.B.S., 1996. ¹⁴C-labelled ryegrass turnover and residence times in soils varying in clay content and mineralogy. *Soil Biology & Biochemistry* 28, 1677-1686.

Sall, S. Bertrand, I., Chotte, J.L., Recous, S., 2007. Separate effects of the biochemical quality and N content of crop residues on C and N dynamics in soil. *Biology and Fertility of Soils*. 43,797-804.

Six, J., Frey, S.D., Thiet, R.K., Batten K.M., 2006. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 70, 555-569.

Six, J., Conant, R.T., Paul, E.A., Paustian, K., 2002a. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil* 241, 155-176.

Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S.M., Sá, J.C.M. e Albrecht, A. 2002b. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. *Agronomie* 22, 755-775.

Snapp, S.S., Swinton, S.M., Labarta, R., Mutch, D., Black, J.R., Leep, R., Nyiraneza, J., and O'Neil, K., 2005. Evaluating Cover Crops for Benefits, Costs and Performance within Cropping System Niches. *Agronomy Journal* 97,322–332.

- Sollins, P., Homann, P., Caldwell, B.A., 1996. Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma* 74, 65-105.
- Stevenson, F.J., 1994. *Humus chemistry: genesis, composition, reactions*. John Wiley and Sons, New York, New York, USA. Stott, D. 1994.
- Stotzky, G. 1965. Microbial respiration. In: BLACK, C.A., ed. *Methods of soil analysis*. Madison, American Society of Agronomy 2, 1550-1570.
- Tahir, M., M., 2015. Destino do carbono de raízes e parte aérea de culturas de inverno enriquecidas com ^{13}C em solo sob plantio direto. Tese (doutorado) Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2015.
- Thippayarugs, S., Toomsan, B., Vityakon, P., Limpinuntana, V., Pananothai, A., Cadish, G., 2008. Interactions in decomposition and mineralization between tropical legume residue components. *Agroforestry Systems* 72, 137-148.
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Mary, B., Nicolardot, B., 2000. C and N fluxes of decomposing ^{13}C and ^{15}N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. *Soil Biology and Biochemistry* 32, 1717-1730.
- Van Soest, P.J., 1963. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds. II. A rapid method for the determination of fiber and lignin. *Journal of the Association of Official Agricultural Chemists* 46, 829-835.
- von Lutzow, M., Kogel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, 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.
- Zak, D.R., Kling, G.W., 2006. Microbial community composition and function across an arctic tundra landscape. *Ecology* 87, 1659-1670.

Tabela 1 - Características físicas e químicas dos solos Argissolo e Latossolo utilizados na incubação.

Solo	Textura	Argila	Silte	Areia	C	N	Nmin ¹	Nmin ²	$\delta^{13}\text{C}$	Uv	pH
		----- g kg ⁻¹ -----					---- mg kg ⁻¹ ---		⁰ / ₀₀	%	
Argissolo	Franco Arenosa	110	261	630	9,6	0,9	23	23	- 23,0	13,7	4,8
Latossolo	Argilosa	550	198	252	24,2	2,1	17	22	- 19,7	26,3	5,1

C: carbono; N: nitrogênio; Nmin¹: N mineral inicial; Nmin²: N mineral ajustado. $\delta^{13}\text{C}$: deltas de C no solo; Uv: umidade volumétrica na tensão 33kpa; pH em H₂O

Tabela 2 - Composição química inicial dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca utilizados na incubação.

Resíduos	C	N	FDN	FDA	FS	CEL	HEM	LIG	C/N	^{13}C
	----- g kg ⁻¹ -----									% átomos excesso
Trigo	435	8,9	550	283	450	233	266	50	48,9	0,39
Ervilha	417	15,7	501	362	499	265	138	98	26,6	0,40
Ervilhaca	428	27,5	455	337	545	261	118	77	15,6	0,25

C: carbono; N: nitrogênio; C/N: relação carbono/nitrogênio; $\delta^{13}\text{C}$: deltas de carbono dos resíduos; FDN: fração detergente neutra; FDA: fração detergente ácida; FS: fração solúvel; CEL: celulose; HEM: hemicelulose; LIG: lignina.

Tabela 3 - Resultados da análise de variância para os fatores resíduos culturais (RC), tipo de solo (S) e tempo (T).

Variáveis	RC ^a	S ^b	T	R x S	R x T	T x S	R x S x T	CV ^c
CO ₂ liberado (mg de C-CO ₂ kg ⁻¹ solo)	*	*	*	*	*	*	*	2,0
C mineralizado (% do C adicionado)	*	ns	*	*	*	*	*	2,6
Velocidade de mineralização (% do C adicionado dia ⁻¹)	*	ns	*	*	*	*	*	4,9
¹³ C mineralizado (% do ¹³ C adicionado)	*	*	*	*	*	*	ns	6,4
Velocidade de mineralização (% do ¹³ C adicionado dia ⁻¹)	*	*	*	ns	*	*	*	9,6
CO (% do ¹³ C adicionado)	*	*	-	ns	-	-	-	6,4
k (dia ⁻¹)	*	ns	-	ns	-	-	-	9,8
Carbono extra – ‘priming’ (mg de C-CO ₂ kg ⁻¹ solo)	*	*	*	*	*	ns	ns	45,1
MS remanescente (% da MS adicionada)	*	*	*	*	*	ns	ns	4,58
C remanescente (% do C adicionado)	*	ns	*	ns	*	*	ns	4,7
¹³ C remanescente (% do ¹³ C adicionado)	*	ns	*	ns	*	*	*	6,9
¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)	*	*	*	ns	*	ns	ns	39,6

^aTrigo, ervilha e ervilhaca. ^bSolo Argissolo e Solo Latossolo. ^cCoeficiente de variação (%). * $P < 0,05$, ns= não significativo.

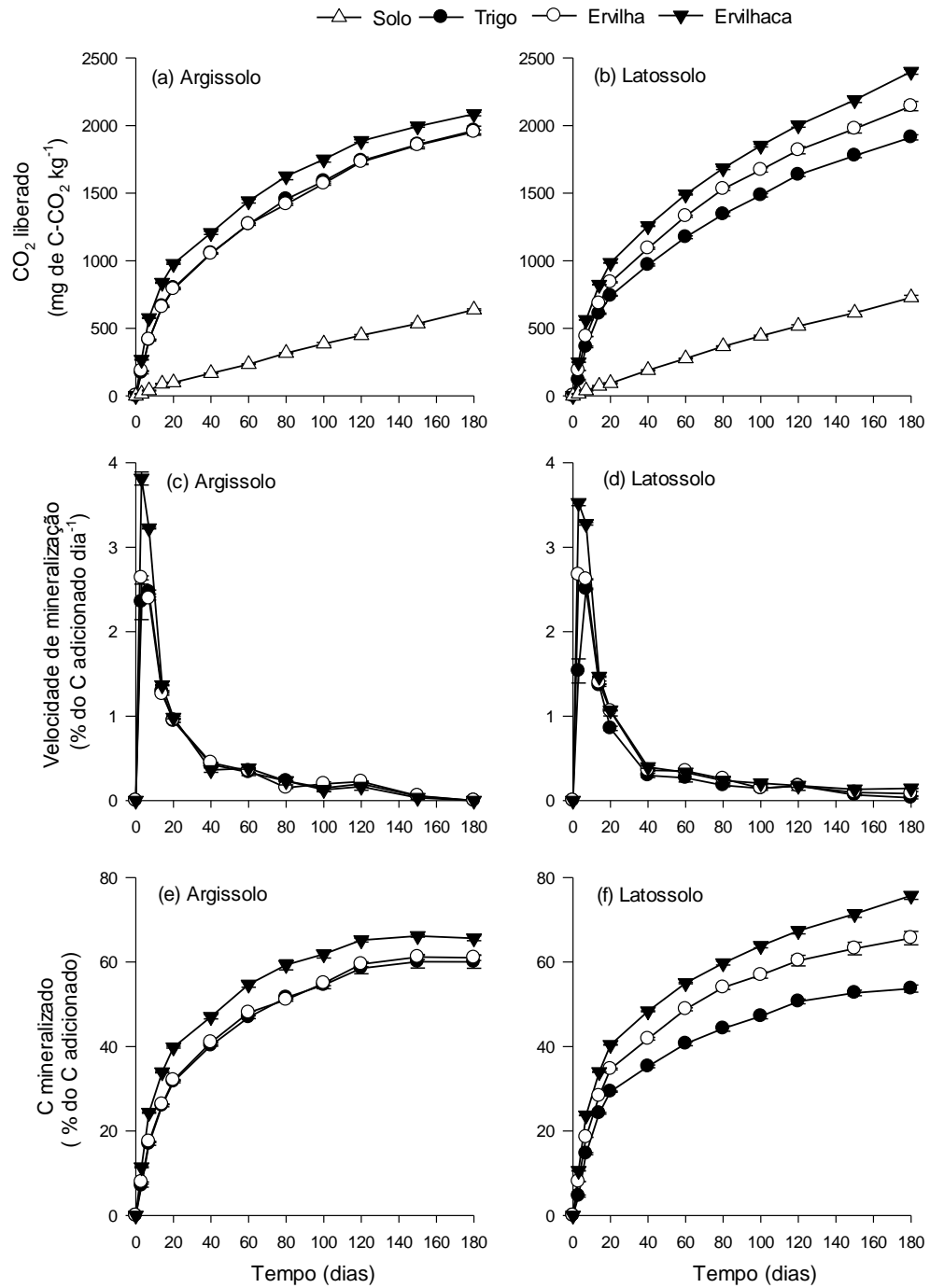


Figura 1- Quantidades acumuladas de CO₂ liberado (a, b) e velocidade de mineralização (c, d) e C mineralizado (e, f) dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a, c, e) e Latossolo (b, d, f) durante 180 dias. As barras verticais indicam o erro padrão (n = 3).

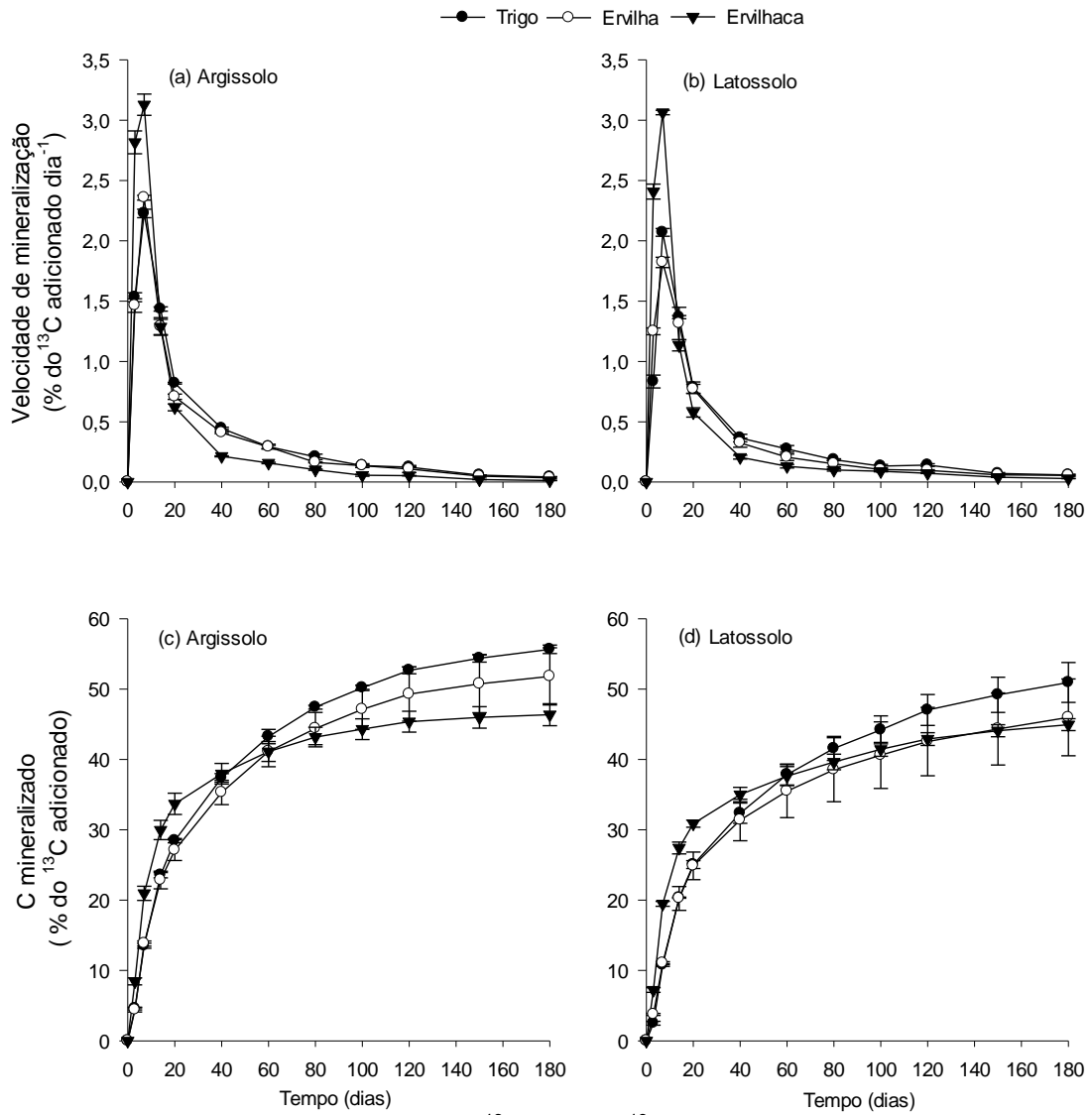


Figura 2 - Velocidade de mineralização do ^{13}C (a, b) e ^{13}C mineralizado (c, d) dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a, c) e Latossolo (b, d) durante 180 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias ($n = 3$).

Tabela 4 - Carbono potencialmente mineralizável (C_0) e velocidade constante de mineralização do C (k) para os resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo e Latossolo durante 180 dias.

Tratamentos	Argissolo	Latossolo		Média
		C_0 (% do C adicionado)		
Trigo	53,0	48,1		50,5a*
Ervilha	49,3	42,8		46,0b
Ervilhaca	44,0	41,4		42,7c
Média	48,7A	44,1B		-
		k (dia ⁻¹)		
Trigo	0,035	0,031		0,033c
Ervilha	0,037	0,039		0,038bc
Ervilhaca	0,078	0,072		0,075a
Média	0,050A	0,047A		-

*Médias seguidas da mesma letra minúscula na coluna e maiúscula na linha não diferem significativamente entre si pelo teste de Tukey a 5 %.

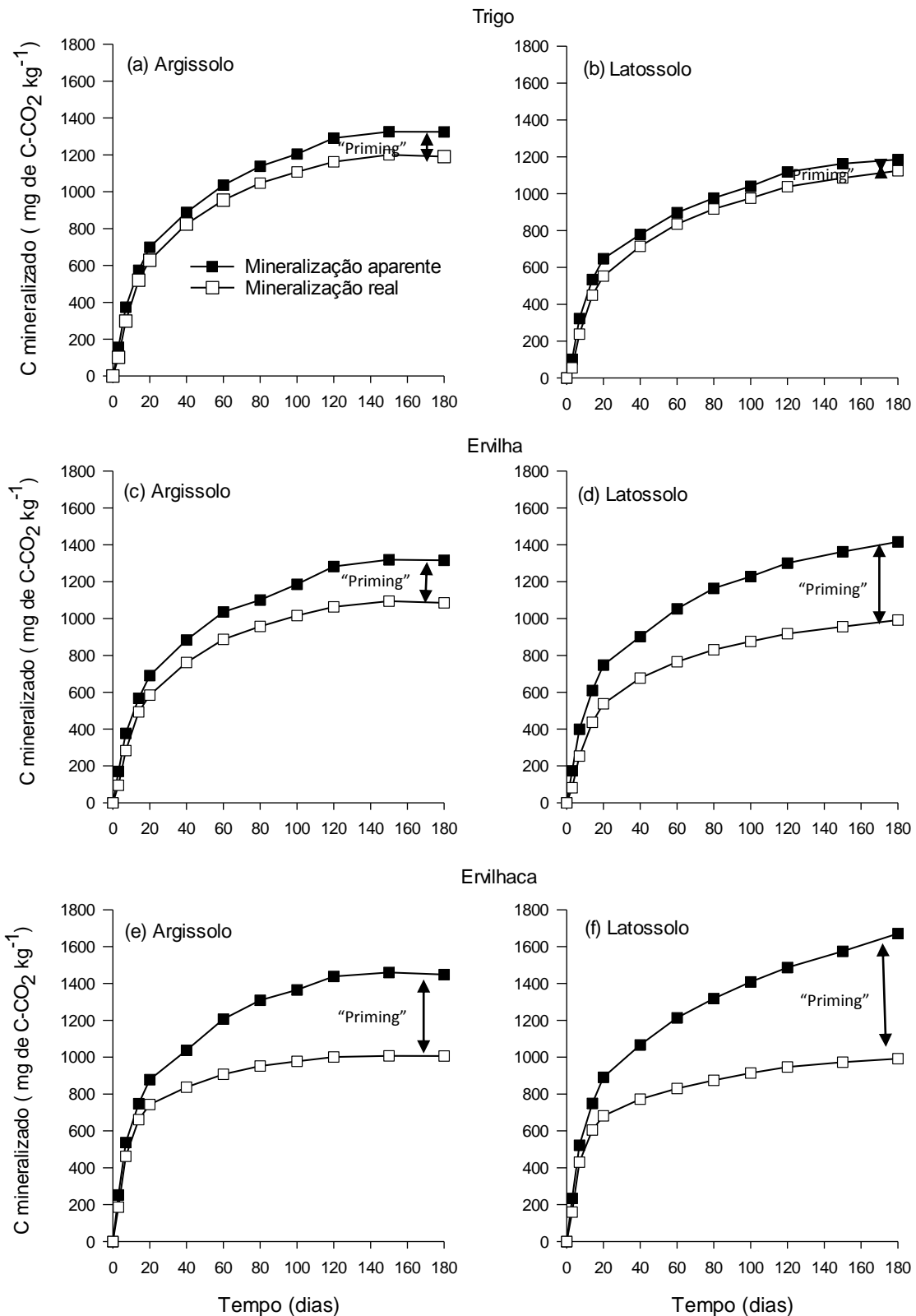


Figura 3 - Mineralização aparente e real do C dos resíduos culturais de trigo (a, b), ervilha (c, d) e ervilhaca (e, f) nos solos Argissolo (a, c, e) e Latossolo (b, d, f). Em cada figura a diferença entre a mineralização aparente e real está indicada como "priming".

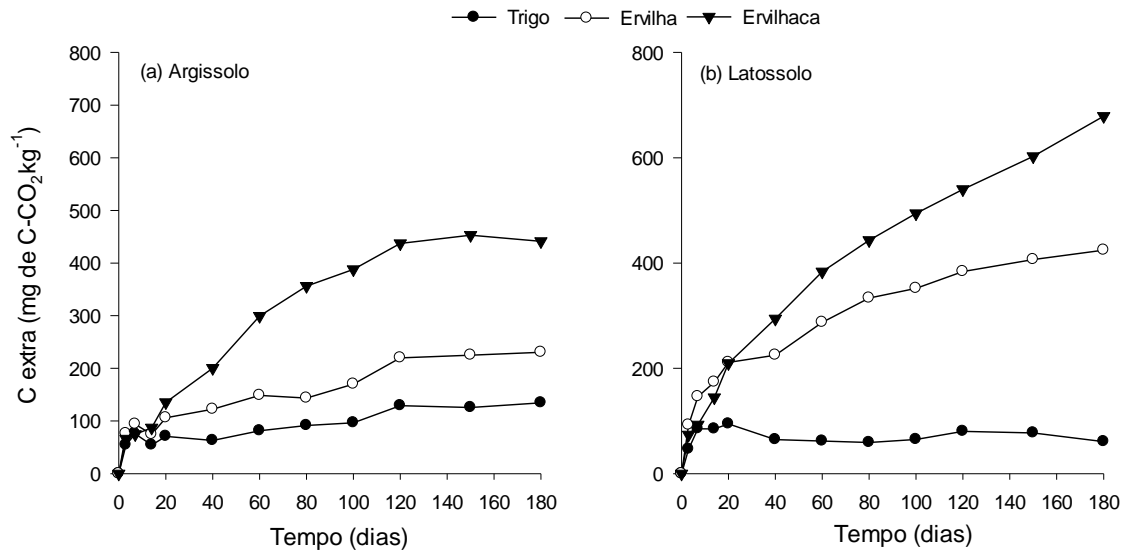


Figura 4 - Carbono extra proveniente da mineralização da matéria orgânica dos solos Argissolo (a) e Latossolo (b) na presença dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca.

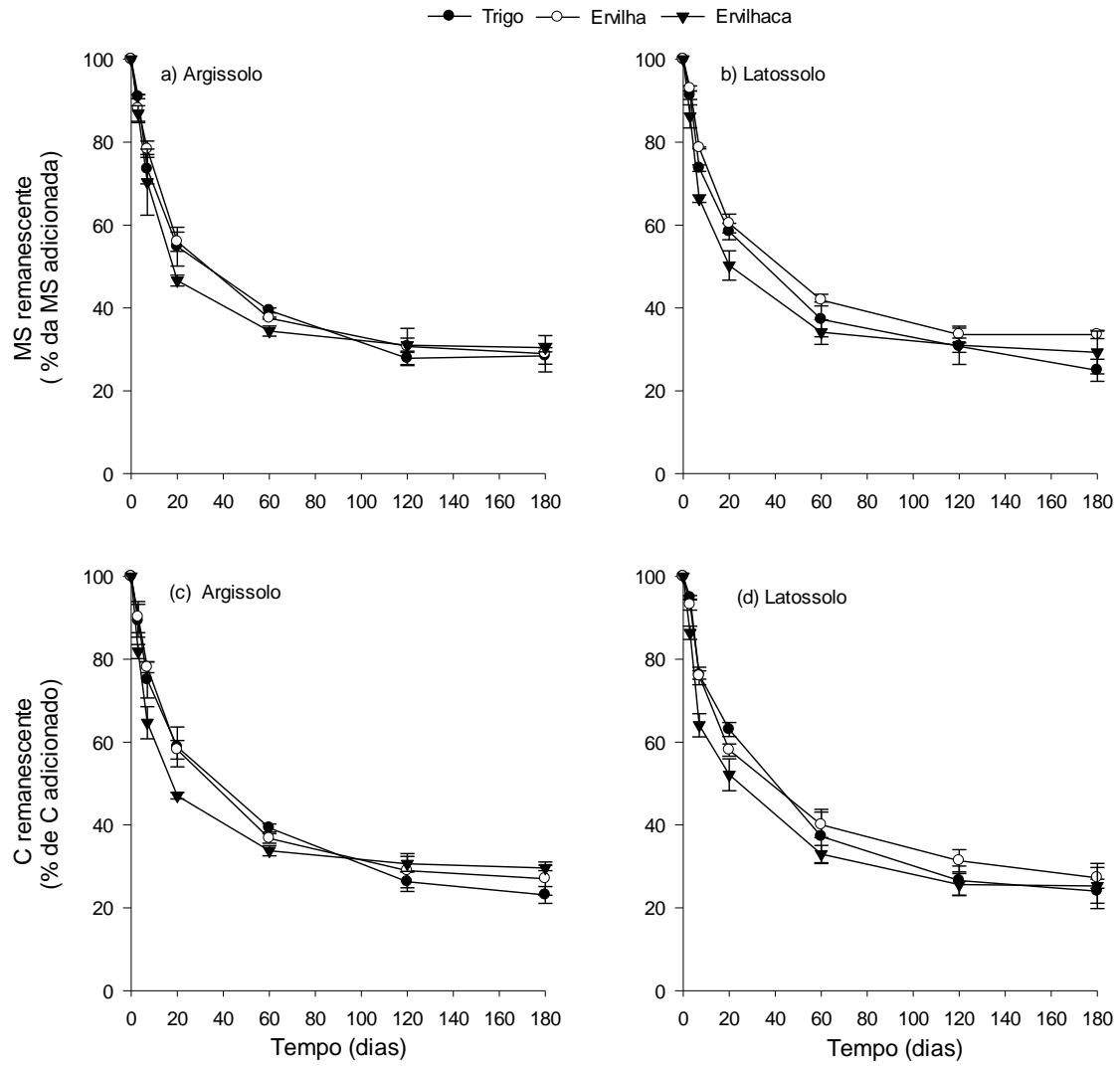


Figura 5 - Matéria seca remanescente (a, b) e C remanescente (c, d) dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a, c) e Latossolo (b, d) durante 180 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).

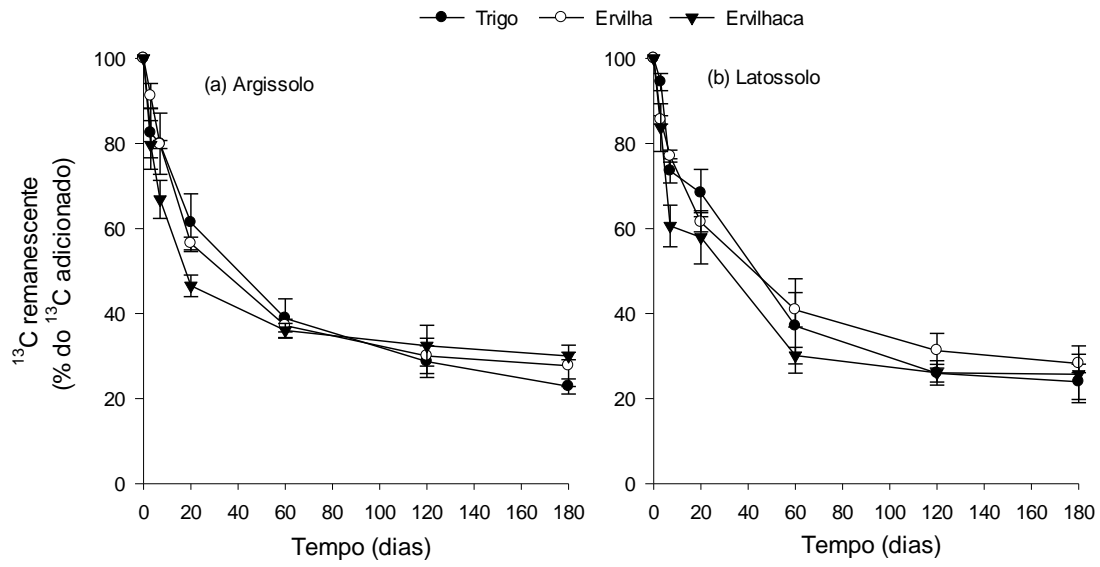


Figura 6 - ^{13}C remanescente nos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a) e Latossolo (b) durante 180 dias de experimento. As barras verticais indicam o erro padrão das médias (n = 3).

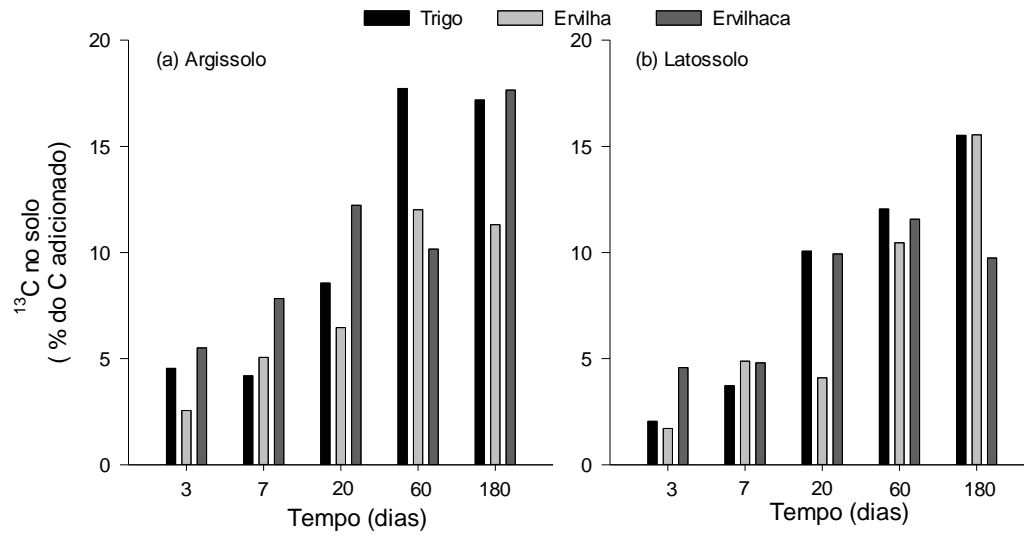


Figura 7 - ^{13}C no solo (C-novo) oriundo dos resíduos culturais de trigo, ervilha e ervilhaca nos solos Argissolo (a) e Latossolo (b) durante 180 dias de experimento.

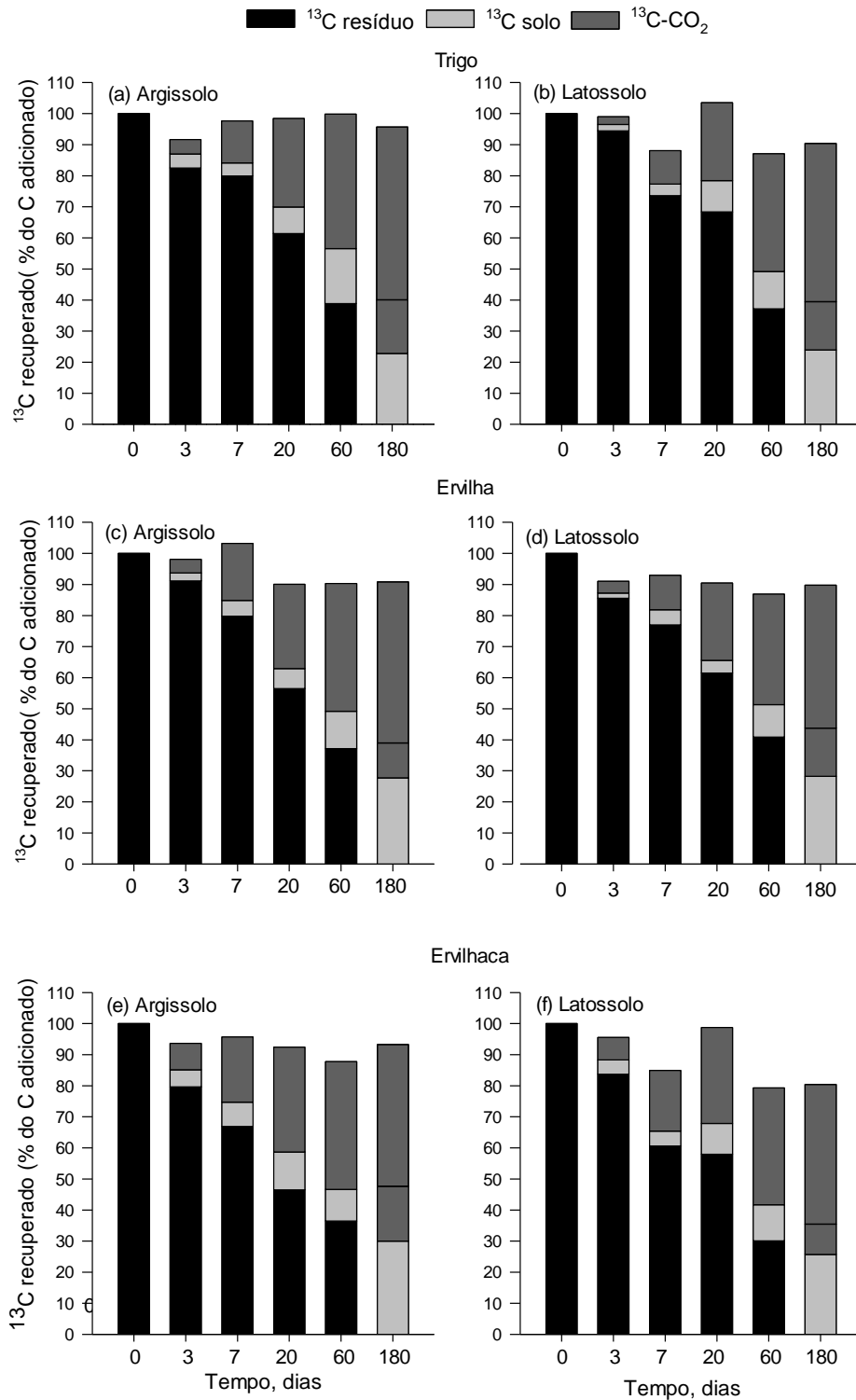


Figura 8 - Recuperação do ^{13}C nos diferentes compartimentos para os resíduos culturais de trigo (a, b), ervilha (c, d) e ervilhaca (e, f) nos solos Argissolo (a, c, e) e Latossolo (b, d, f) durante os 180 dias de experimento.

3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRUIJN, A.M.G.; BUTTERBACH-BAHL, K. Linking carbon and nitrogen mineralization with microbial responses to substrate availability—the DECONIT model. **Plant Soil**, v. 328, p. 271-290, 2010.

BUURMAN, P.; PETERSE, F.; ALMENDROS, M. G. Soil organic matter chemistry in allophanic soils: a pyrolysis-GC/MS study of a Costa Rican Andosol catena. **European Journal of Soil Science**, v. 58, p. 1330–1347, 2007.

CADISCH, G. et al. **The role of legume quality in soil carbon dynamics in savannah ecosystems**. In: BERGSTRÖM, L.; KIRCHMANN, H. (Eds.), Carbon and Nutrient Dynamics in Natural and Agrocultural Tropical Ecosystems. CAB International, Wallingford, UK, p. 47-60, 1998.

CHIVENGE, P. et al. Comparison of organic versus mineral resource effects on short-term aggregate carbon and nitrogen dynamics in a sandy soil versus a fine textured soil. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 140, p. 361-371, 2011.

COTRUFO, M. F. et al. 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.

DUMIG, A. et al. Clay fractions from a soil chronosequence after glacial retreat reveal the initial evolution of organomineral associations. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 85, p. 1-18, 2012.

FANG, M. et al. Assessing changes in soil microbial communities and carbon mineralization in Bt and non-Bt corn residue amended soils. **Applied Soil Ecology**, v. 37 p. 150-160, 2007.

FUENTES, J.; EASTER, M.; PAUSTIAN, K. Climate change effects on organic carbon storage in agricultural soils of northeastern Spain. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 155, p. 87-94, 2012.

GALICIA, L.; FELIPE, G. O. Litter quality of two remnant tree species affects soil microbial activity in tropical seasonal pastures in Western Mexico. **Arid Land Research and Management Journal**, v. 25, p. 75-86, 2011.

HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M.; SWIFT, M. J. **Plant litter quality and decomposition: An historical overview**. In: CADISCH, G. & GILLER, K.E. (org.) *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. London: CAB INTERNATIONAL, p. 3-30, 1997.

HOYLE, F.C.; MURPHY, D.V. Influence of organic residues and soil incorporation on temporal measures of microbial biomass and plant available nitrogen. **Plant Soil**, v.347, p. 53-64, 2011.

JENSEN, L. et al. Influence of biochemical quality on C and N mineralization from a broad variety of plant materials in soil. **Plant and Soil**, v. 273, p. 307-326, 2005.

KAEWPRADIT, W. et al. regulating mineral N release and greenhouse gas emissions by mixing groundnut residues and rice straw under field conditions. **European Journal of Soil Science** , v. 59, p. 640-652, 2008.

KNICKER, H. Soil organic N – an under-rated player for C sequestration in soils? **Soil Biology and Biochemistry**, v.43, p. 1118-1129, 2011.

KNOPS, J. H.; TILMAN, D. Dynamics of soil nitrogen and carbon accumulation for 61 years after agricultural abandonment. **Ecology**, v.81, p. 88-98, 2000.

MIKUTTA, R.; KAISER, K. Organic matter bound to mineral surfaces: resistance to chemical and biological oxidation. **Soil Boil & Biochemistry**, v. 43, p. 1738-1741, 2011.

NICOLARDOT, B. et al. A microcosm experiment to evaluate the influence of location and quality of plant residues on residue decomposition and genetic structure of soil microbial communities. **Soil Biology Biochemistry**, v. 39, p. 1631-1644, 2007.

POTTHAST, K.; HAMER, U.; MAKESCHIN, F. Impact of litter quality on mineralization processes in managed and abandoned pasture soils in Southern Ecuador. **Soil Biology Biochemistry**, v. 42, p. 56-64, 2010.

PUTTASO, A. et al. Relationship between residue quality, decomposition patterns, and soil organic matter ac-accumulation in a tropical sandy soil after 13 years. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 89, p.159-174, 2011.

ROBERTSON, G. P.; PAUL, E. A.; HARWOOD, R. R. Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. **Science**, v. 289, p. 1922-1925, 2000.

SANTOS, N.Z. et al. Forages, cover crops and related shoot and root additions in no-till rotations to C sequestration in a subtropical Ferralsol. **Soil and Tillage Research**, v. 111, p. 208-218, 2011.

SIX, J. et al. Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 70, p. 555-569, 2006.

SIX, J.; ELLIOTT, E.T.; PAUSTIAN, K. Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 32, p. 2099-2103, 2000.

SOLLINS, P.; KRAMER, M. G; SWANSTON, C. Sequential density fractionation across soils of contrasting mineralogy: evidence for both microbial- and mineral controlled soil organic matter stabilization. **Biogeochemistry**, v. 96, p. 209-231, 2009.

SYLVIA, D.M. et al. **Principles and applications of soil microbiology**. New Jersey: Prentice Hall, p. 550, 1998.

SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. **Decomposition in terrestrial ecosystem**. Oxford: Blackwell Scientific, p.372, 1979.

TAHIR, M., M., 2015. Destino do carbono de raízes e parte aérea de culturas de inverno enriquecidas com ^{13}C em solo sob plantio direto. Tese (doutorado) Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2015.

TRINSOUTROT, I. et al. Biochemical quality of crop residues and carbon and nitrogen mineralization kinetics under no limiting nitrogen conditions. **Soil Science Society of America Journal** , v. 64, p. 918-926, 2000.

VON LUTZOW, M. et al. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. **European Journal of Soil Science**. v. 57, p. 426-445, 2006.

WHALEN, J. K. et al. Transforming plant carbon into soil carbon: Process-level controls on carbon sequestration. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 94, p. 1-9, 2014.

YANNI, S. F. et al. Plant lignin and nitrogen contents control carbon dioxide production and nitrogen mineralization in soils incubated with Bt and non-Bt corn residues. **Soil Biology Biochemistry**, v. 43, p. 63-69, 2011.