

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA
CENTRO DE CIÊNCIAS NATURAIS E EXATAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROBIOLOGIA**

**DINÂMICA DO CARBONO- ^{13}C DE RAÍZES E PARTE AÉREA DE CULTURAS DE
VERÃO EM DOIS SOLOS DE VÁRZEA**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

Mariana Ferneda Dossin

**Santa Maria, RS, Brasil
2016**

**DINÂMICA DO CARBONO- ^{13}C DE RAÍZES E PARTE AÉREA DE CULTURAS DE
VERÃO EM DOIS SOLOS DE VÁRZEA**

Mariana Ferneda Dossin

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-graduação em
Agrobiologia, área de concentração Interações organismo-ambiente, da
Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS),
como requisito parcial para obtenção do grau de
Mestre em Agrobiologia

Orientador: Prof. Dr. Sandro José Giacomini

Santa Maria, RS, Brasil

2016

**Universidade Federal de Santa Maria
Centro de Ciências Naturais e Exatas
Programa de Pós-Graduação em Agrobiologia**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada,
aprova a Dissertação de Mestrado

**DINÂMICA DO CARBONO- ^{13}C DE RAÍZES E PARTE AÉREA DE CULTURAS DE
VERÃO EM DOIS SOLOS DE VÁRZEA**

elaborada por
Mariana Ferneda Dossin

como requisito parcial para a obtenção do grau de
Mestre em Agrobiologia

COMISSÃO EXAMINADORA:

Sandro José Giacomini
(Presidente/Orientador)

Eduardo Lorensi de Souza
(Universidade Estadual do Rio Grande do Sul)

Stefen Barbosa Pujol
(Universidade Federal de Santa Maria)

Santa Maria, 10 de março de 2016.

AGRADECIMENTOS

À DEUS por todas as realizações conquistadas.

À UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA (UFSM) pelo auxílio estudantil e pela oportunidade de estudar em uma das melhores instituições do país.

À COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR (CAPES), pela concessão da bolsa.

Ao Professor Sandro José Giacomini pela orientação, ensinamentos, paciência, confiança e amizade dedicada durante estes dois anos de trabalho.

Ao Professor Marciel Redin pelos ensinamentos, paciência e dedicação durante o período deste trabalho.

Ao Wesley Rangel pela ajuda e apoio, sempre que solicitado.

Aos amigos e colegas de pós-graduação Lethícia (pela amiga e colega de todos os dias) aos amigos e colegas Guilherme, Raquel, Getúlio, Patrick e Bruno pelos seus ensinamentos, amizade e colaboração através de suas experiências e conhecimentos.

Aos colegas do Laboratório de Biotransformações do Carbono e Nitrogênio (LABCEN) Adriane, Cledir, Carolina, Roberta, Michael, Betina, André e Letícia, Luana, Rogério, Alexandre, Thiago, Ana Clara, Thaís e outros colegas e amigos que de alguma forma auxiliaram na realização desse trabalho.

Ao Fabiano pelas análises realizadas e pela amizade;

Aos funcionários Paulinho e Pozobon por toda ajuda e amizade durante o período de estudos.

As minhas amigas de sempre, que me deram apoio, amizade sincera e tiveram paciência durante esse período Andrisa, Bárbara, Charline, Elisa, Ingrid, Letícia, Lethícia, Lívia, Nátali;

À família Stacke, Regio, Ivanete e Regina, pelo apoio e carinho de sempre.

Ao time de voleibol da AVF pelo apoio, lazer, companheirismo e por entender minha ausência nos treinos e torneios.

Sincero e especial agradecimento ao meu namorado e companheiro de todas as horas Regis Felipe Stacke, pelo apoio e paciência durante a construção deste trabalho.

Agradeço as minhas irmãs de quatro patas, que sempre me deram o amor mais puro e sincero Belinha e Luna.

Agradeço as minhas irmãs Francielly R. Dossin e Camila F. Dossin, pelo incentivo, apoio, e toda ajuda e carinho proporcionados ao longo dos anos.

Agradeço aos meus pais, Milton Carlos Dossin e Herenia Maria Ferneda Dossin, pela motivação, compreensão, apoio incondicional, educação, ensinamentos, carinho e oportunidade proporcionada.

DEDICO

Dedico essa obra a minha Família. Amo imensamente vocês!

RESUMO

DINÂMICA DO CARBONO- ^{13}C DE RAÍZES E RESÍDUOS DE PARTE AÉREA DE CULTURAS DE VERÃO EM DOIS SOLOS DE VÁRZEA

Autora: Mariana Fernalda Dossin
Orientador: Sandro José Giacomini

Resumo

O uso de técnicas isotópicas tem sido amplamente utilizado em estudos relacionados a transformações do C no solo. A qualidade química dos resíduos culturais e o tipo de manejo utilizado são considerados os principais fatores que controlam a dinâmica do C no solo. Contudo a estabilização do C oriundo dos resíduos culturais é dependente da textura do solo. Os objetivos desses estudos foram: a) avaliar a eficiência do enriquecimento isotópico com ^{13}C de folhas, talos e raízes das plantas de arroz, sorgo e soja cultivadas em solo de várzea em condições de casa de vegetação; b) avaliar a dinâmica do C durante a decomposição da parte aérea e de raízes de arroz, sorgo e soja enriquecidos isotopicamente com ^{13}C em dois solos de várzea com textura distinta. Os estudos foram conduzidos em casa de vegetação na Universidade Federal de Santa Maria utilizando solos de várzea. No primeiro estudo, plantas de arroz, sorgo e soja foram expostas semanalmente aos pulsos isotópicos com 33% átomos de $^{13}\text{CO}_2$ durante 1-1,5h, em câmaras fechadas de acrílico até o estágio de enchimento de grãos. Foram determinados os valores de enriquecimento com ^{13}C dos órgãos das plantas, a composição química dos resíduos e valores de recuperação e distribuição do ^{13}C nos órgãos da planta e no solo. No segundo estudo, foi realizada uma incubação com duração de 180 dias, com a utilização dos resíduos culturais enriquecidos no estudo I. Foram utilizados resíduos de parte aérea e raízes de arroz (*Oryza sativa* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* L.) e soja (*Glycine max* L.) em dois solos de várzea, um Planossolo Hidromórfico Eutrófico gleissólico e um Planossolo Hidromórfico Eutrófico arênico. O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado com três repetições e 18 tratamentos, os quais foram compostos por uma combinação de palha enriquecida com ^{13}C e com raízes também enriquecidas com ^{13}C ou com raízes não enriquecidas (condição natural). Foram realizadas três datas de coleta aos 30, 90 e 180 dias nas quais foram avaliadas as quantidades de ^{13}C remanescente nos resíduos e no solo, e o C novo no solo. A produção de MS e composição química dos resíduos não foi afetada pelo enriquecimento com ^{13}C . Os valores de enriquecimento foram de +377‰ em arroz, +466,5‰ em sorgo e +453,7‰ em soja. O enriquecimento isotópico das plantas com ^{13}C por meio de pulsos repetidos foi eficiente para o enriquecimento homogêneo de plantas de arroz, sorgo e soja em condições de casa de vegetação. Em relação a dinâmica do C no solo, o manejo dos resíduos de arroz afetou a decomposição e a adição de C novo no solo. Houve influência da qualidade dos resíduos sobre o processo de decomposição. Não houve diferença na decomposição das raízes das três culturas estudadas. O tipo de solo não afetou a decomposição da palha e raízes de soja, sorgo e arroz. A quantidade de C novo foi influenciada pelo tipo de resíduo e pelo solo. As raízes adicionam maior quantidade de C ao solo em relação à parte aérea.

Palavras-chave: C novo no solo, decomposição, homogeneidade isotópica de ^{13}C , raízes, parte aérea

ABSTRACT

¹³C-CARBON DYNAMICS OF ROOTS AND SHOOTS FROM SUMMER CROPS IN TWO LOWLAND SOILS

AUTHOR: Mariana Ferneda Dossin

ADVISOR: Sandro José Giacomini

Abstract

The use of isotopic techniques has been widely used in studies related to changes in the soil C. The chemical quality of crop residues and the type of management used are considered to be the main factors that control the dynamics of soil C. However, the stabilization of C derived from crop residues is also dependent on soil texture. Therefore, the objectives of these studies were: a) to evaluate the efficiency of repeat pulse labeling technique for the isotopic enrichment of leaves, stems and roots of rice, sorghum and soybeans plants with ¹³C under greenhouse conditions and b) to evaluate the dynamics of C during the decomposition of ¹³C enriched shoots and roots of rice, sorghum and soybean plants in two lowland soils with different texture. The studies were conducted in the greenhouse of the department of soils, Federal University of Santa Maria (UFSM), Brazil. In the first study, rice, sorghum and soybeans plants were exposed weekly to isotopic pulses with 33% ¹³CO₂ atoms, for 1-1,5h in closed acrylic chambers till grain filling stage. Delta ¹³C enrichment, chemical composition and the recovery and distribution of ¹³C in plant parts and soil was determined. In the second study, enriched residues obtained in the first study were used to study the dynamics of C in two lowland soils. The soils were Planossolo Hidromórfico Eutrófico gleissólico and Planossolo Hidromórfico Eutrófico arênico. The experimental design was completely randomized with three replications with 18 treatments, which were composed of a combination of ¹³C enriched shoots and roots with non-enriched shoots and roots (natural abundance). The soil was collected after 30, 90 and 180 days and the amounts of ¹³C remaining in residues and soil and the new C in soil was determined. The dry matter (DM) production and chemical composition of the residues was not affected by the ¹³C enrichment. The enrichment values were +377 ‰ for rice, + 466.5 ‰ for sorghum and + 453.7 ‰ for soybean. The isotopic enrichment of plants with ¹³C by repeated pulses was efficient for the homogeneous enrichment of rice, sorghum and soybean plants in greenhouse conditions. Regarding the dynamics of the soil C, the management of rice residues affected the decomposition and the addition of new C in the soil. The quality of the residues influenced the decomposition process. There was no difference in the decomposition of the roots of the three crop plants. The type of the soil did not affect the decomposition of shoot and root, residues of soybean, sorghum and rice plants. The amount of new C was influenced by the type of residues and soil. The roots contributed greater amounts of C in the soil in relation to the shoots.

Key-words: C new in the soil, decomposition, isotopic homogeneity of ¹³C, roots, shoots

LISTA DE FIGURAS

ARTIGO I

Figura 1. Dispositivo utilizado para o enriquecimento das plantas em condições de casa de vegetação. Dispositivo construído por Redin et al. (2012) com base nos estudos de Sangster et al. (2010) e Kong e Six (2010).386

ARTIGO II

Figura 1. Esquema da disposição dos resíduos culturais (parte aérea e raízes) e sua disposição nos cilindros. a: Parte aérea ^{13}C em superfície + Raízes ^{13}C ; b: Parte aérea ^{13}C em superfície + Raízes ^{12}C ; c: Parte aérea ^{13}C incorporada + Raízes ^{13}C ; d: Parte aérea ^{13}C incorporada + Raízes ^{12}C742

Figura 2. Unidades experimentais confeccionadas com canos de PVC utilizados na incubação dos resíduos culturais de arroz, sorgo e soja em condições de casa de vegetação..733

Figura 3. ^{13}C remanescente (% do ^{13}C adicionado no início do experimento) dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz sob diferentes manejos em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).754

Figura 4. C novo no solo (quantidade em g.m^{-2}) oriundo dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz sob diferentes manejos em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).765

Figura 5. ^{13}C no solo (c novo em percentagem) oriundo dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz sob diferentes manejos em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d)..776

- Figura 6. ^{13}C remanescente (% do ^{13}C adicionado no início do experimento) c
resíduos de parte aérea e raízes de arroz sorgo e soja, em dois solos. Parte aérea (a
e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo
Gleissólico (b e d).787
- Figura 7. C novo no solo (quantidade em g.m^{-2}) oriundo dos resíduos de parte aérea
e raízes de arroz, sorgo e soja em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em
dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).798
- Figura 8. ^{13}C no solo (c novo em percentagem) oriundo dos resíduos de parte aérea
e raízes de arroz, sorgo e soja em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em
dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).809

LISTA DE TABELAS

ARTIGO I

Tabela 1. Produção de biomassa das plantas e concentração de C e N nas partes das plantas enriquecidas (E) e não enriquecidas (NE) com ^{13}C em condições de casa de vegetação.	397
Tabela 2. Composição química da parte aérea e raízes das plantas enriquecidas (E) e não enriquecidas (NE) com ^{13}C em condições de casa de vegetação.	408
Tabela 3. Valores de delta ^{13}C (‰) nas partes das plantas enriquecidas (E) e não enriquecidas (NE) com ^{13}C em condições de casa de vegetação.	419
Tabela 4. Recuperação e distribuição em diferentes partes das plantas de arroz, sorgo e soja após enriquecimento isotópico por pulsos repetidos de ^{13}C em condições de casa de vegetação.	40

ARTIGO II

Tabela 1. Características físicas e químicas dos dois solos utilizados na incubação em condições de casa de vegetação.	698
Tabela 2. Composição química e excesso isotópico dos resíduos de arroz, sorgo e soja utilizados para os dois estudos de incubação em condições de casa de vegetação.	709
Tabela 3. Resultados da análise de variância para os fatores manejo (M) dos resíduos culturais de arroz e tipo de solo (S).....	70
Tabela 4. Resultados da análise de variância para os fatores resíduos culturais (RC) e tipo de solo (S).....	721

SUMÁRIO

Resumo	8
1 INTRODUÇÃO	16
1.1 HIPÓTESES.....	Erro! Indicador não definido.
1.2 OBJETIVO GERAL	18
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	18
2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	19
3 ARTIGO I	22
ENRIQUECIMENTO ISOTÓPICO COM ¹³ C DE PLANTAS DE ARROZ, SORGO E SOJA EM CONDIÇÕES DE CASA DE VEGETAÇÃO EM SOLO DE VÁRZEA.....	22
RESUMO.....	22
3.1 INTRODUÇÃO.....	23
3.2 MATERIAL E MÉTODOS	24
3.2.1 Local e solo	24
3.2.2 Cultivo das plantas e enriquecimento com ¹³C.....	24
3.2.3 Produção e caracterização química da biomassa aérea e radicular	26
3.2.4 C e ¹³C no solo.....	27
3.2.5 Cálculos.....	27
3.2.6 Estatística	28
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	28
3.3.1 Matéria seca e composição química dos resíduos	28
3.3.2 δ¹³C de enriquecimento das plantas.....	30
3.3.3 Recuperação e distribuição de ¹³C nas plantas e solo.....	31
3.4 CONCLUSÕES	33
3.5 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS	34
4 Artigo II.....	43
DINÂMICA DO CARBONO ¹³C DE RAÍZES E RESÍDUOS DE PARTE AÉREA DE CULTURAS DE VERÃO EM DOIS SOLOS DE VÁRZEA.....	43

RESUMO.....	43
4.1 INTRODUÇÃO.....	44
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	45
4.2.1 Solos	45
4.2.2 Resíduos culturais	46
4.2.3 Incubação	47
4.2.4 Avaliações	48
4.2.4.1 ¹³ C remanescente nos resíduos culturais.....	48
4.2.4.2 ¹³ C no solo.....	49
4.2.4.3 Temperatura e umidade do solo	49
4.2.4.4 Cálculos.....	49
4.2.4.4.1 Estimativa das transformações do ¹³ C	49
4.2.4.4.2 ¹³ C remanescente na palha e no solo.....	50
4.2.4.5 Análise estatística.....	51
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO	51
4.3.1 Influência do manejo dos resíduos culturais de arroz e do tipo de solo sobre a decomposição	51
4.3.2 Influência do manejo dos resíduos culturais de arroz e do tipo de solo sobre a retenção de carbono no solo	54
4.3.3 Influência da qualidade dos resíduos culturais e do tipo de solo sobre a decomposição	57
4.3.4 Influência da qualidade de resíduo e do tipo de solo sobre a retenção de Carbono no solo	59
4.4 CONCLUSÕES	62
4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	63
ANEXOS	81

1 INTRODUÇÃO

Estudos relacionados com a dinâmica do carbono (C) são escassos em solos de várzeas (Hidromórficos) do sul do Brasil e pouco se conhece sobre os efeitos das práticas de manejo sobre a dinâmica da matéria orgânica do solo (MOS) e estocagens de C orgânico do solo. No Rio Grande do Sul (RS), os solos de várzea abrangem 5,4 milhões de hectares que correspondem a cerca de 20% da área total do Estado (PINTO et al., 1999), sendo que apenas 1,1 milhão de hectares são ocupados anualmente com a cultura do arroz (*Oryza sativa* L.) (IRGA, 2015). Recentemente a soja (*Glycine max* L.) e o sorgo (*Sorghum bicolor* L.) surgiram como opção de culturas em áreas de várzea em rotação ou sucessão com o arroz irrigado manejadas em cultivo mínimo (PARFITT, 2002).

Em agroecossistemas o acúmulo de MOS e o consequente aumento dos estoques de C orgânico do solo, estão relacionados ao aporte anual de resíduos de colheita (BURLE et al., 1997; BAYER et al., 2002; DIEKOW et al., 2005), os quais são considerados fonte primária de C e energia aos microrganismos do solo (SYLVIA et al., 1998). Dessa forma, o tipo de resíduo cultural exerce influência direta na retenção de C no solo, e sua dinâmica é dependente de muitos fatores que estão diretamente ligados ao manejo, tipo de resíduo cultural e tipo de solo, os quais vão governar as taxas de decomposição.

A decomposição dos resíduos vegetais no solo é um processo complexo controlado principalmente por microrganismos, cuja atividade é afetada diretamente por uma associação de fatores bióticos e abióticos (SWIFT et al., 1979). Os principais fatores envolvidos na decomposição em agroecossistemas são os seguintes: a) características físico-químicas do solo, como o pH, a temperatura, umidade e aeração; b) tamanho do resíduo e localização no solo (contato solo-resíduos); c) atividade e biodiversidade de organismos decompositores; e d) característica químicas dos materiais orgânicos (HEAL et al., 1997; TRINSOUTROT et al., 2000; COTRUFO et al., 2013).

Inúmeros estudos buscam compreender a dinâmica de decomposição dos resíduos vegetais que permanecem sobre o solo após a colheita, porém o estudo da dinâmica de raízes no solo é reduzido. No estudo de Lu et al. (2003) foi verificado que a decomposição dos resíduos da parte aérea foi inferior àquela observada para as raízes indicando que as raízes podem contribuir de forma mais eficiente na

incorporação do C no solo. Resíduos de parte aérea e raízes apresentam composições químicas distintas, e as diferenças no tipo de contato entre solo-resíduo (parte aérea em superfície, e raízes incorporadas ao solo) pode resultar em diferentes taxas de mineralização e estabilização de C no solo. Porém 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).

Resíduos com alta quantidade de lignina e polifenóis apresentam maior resistência a decomposição ao longo do tempo (TIAN et al., 1993). Segundo Redin et al (2014) a velocidade de decomposição dos resíduos culturais é diretamente proporcional à concentração de celulose e às relações C/N e inversamente proporcional as concentrações de hemicelulose e lignina. O tipo de manejo adotado (resíduos superfície ou incorporados ao solo) pode exercer grande influência na decomposição, devido às diferenças nos tipos de microorganismos presentes e das diferentes condições edafoclimáticas. Práticas de manejo conservacionistas, como o sistema plantio direto, podem potencialmente mitigar as emissões de C, sequestrando e mantendo o C por maior tempo possível na biomassa microbiana e no solo (AREVALO et al., 2002). A textura do solo exerce controle sobre o teor de MOS, onde solos com teores mais elevados de argila, geralmente, apresentam também maior teor de C orgânico e N (CHIVENGE et al., 2011).

Recentemente Cotrufo et al. (2013) integraram a decomposição microbiana de resíduos à estabilização da MOS. Os autores confirmaram que resíduos com maiores teores de constituintes lábeis, são rapidamente decompostos e convertidos em produtos microbianos com mais eficiência, gerando menos CO₂ em comparação com os resíduos com altas frações recalcitrantes, os quais são decompostos mais lentamente, convertendo menor quantidade de C em biomassa microbiana. Contudo, o destino final do C após a decomposição, depende das suas interações com a matriz do solo (COTRUFUO et al., 2013), sendo que os solos com textura mais fina, apresentam uma alta matriz de estabilização e assim, acumulariam maior quantidade de C em relação aos solos com maior fração de areia que tendem a apresentar menor acúmulo de MOS, em função da menor proteção física e química da MOS (PUTTASO, 2011).

A utilização de técnicas isotópicas tem sido amplamente aplicada em estudos relacionados às transformações do carbono no solo (VORONEY et al., 1989). Mais recentemente, os avanços na análise de isótopos estáveis possibilitaram um aumento nos estudos com o uso do ^{13}C como um marcador (AITA et al., 2005; KONG; SIX, 2010; THAIR, 2015), o que contribuiu para o estudo do destino do C no solo, fixado durante o crescimento das plantas e a quantificação com maior precisão da liberação de C pela biomassa microbiana (SUBEDI et al., 2006). A realização do enriquecimento de plantas através da aplicação de pulsos repetidos de ^{13}C , no qual as plantas são expostas periodicamente ao $^{13}\text{CO}_2$, já foi utilizada em diversos trabalhos (SUBEDI et al., 2006; SANGSTER et al., 2010; KONG; SIX, 2010; REDIN et al., 2012; TAHIR, 2015), e apresentou-se muito eficiente para a marcação homogênea dos resíduos culturais, driblando a complexidade dos sistemas de enriquecimento contínuo das plantas e reduzindo os custos envolvidos nas técnicas isotópicas de exposição contínua ao ^{13}C . A partir dos resíduos marcados nesses trabalhos, estudos posteriores puderam ser realizados a fim de avaliar a contribuição da parte aérea e das raízes para o acúmulo de C no solo.

Até o momento, poucos estudos no Brasil têm sido conduzidos com o objetivo de relacionar as influências dos tipos de manejo, a composição química dos resíduos vegetais com a sua decomposição e retenção do C em solos de várzea. O presente trabalho apresenta as seguintes hipóteses: 1) a marcagem das plantas com ^{13}C através da aplicação de pulsos semanais de $^{13}\text{CO}_2$ não altera a composição química dos resíduos culturais; 2) resíduos culturais com frações mais lábeis são decompostos mais rapidamente do que resíduos culturais com frações mais recalcitrantes, no entanto são mais efetivos para o acúmulo de C no solo, especialmente em solos de textura mais fina; e 3) embora as raízes adicionem menor quantidade de C ao solo do que a parte aérea, contribuem mais para o acúmulo de C no solo do que a parte aérea.

1.2 OBJETIVO GERAL

- Enriquecer de forma homogênea plantas de arroz, soja e sorgo com ^{13}C e avaliar a dinâmica do ^{13}C da parte aérea e raízes dessas plantas em dois solos de várzea.

1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Medir o grau de enriquecimento e a homogeneidade do enriquecimento de ^{13}C entre as partes da planta para usar em estudos da dinâmica do C das raízes e da parte aérea no solo;
- Avaliar a dinâmica do C durante a decomposição da parte aérea e de raízes de arroz incorporados ou mantidos na superfície de dois solos de várzea com textura distinta.
- Avaliar a dinâmica do C durante a decomposição da parte aérea e de raízes de soja e sorgo em dois solos de várzea com textura distinta.

2 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C., et al. Short-term kinetics of residual wheat straw C and N under field conditions: Characterization by ^{13}C ^{15}N tracing and soil particle size fractionation. **European Journal of Soil Science**, v. 48, p. 283-294, 2005.

AREVALO, L. A.; ALEGRE, J. C.; VILCAHUAMAN, L. J. Metodologia para estimar o estoque de carbono em diferentes sistemas de uso da terra. Colombo: **Embrapa Florestas**, 41p., 2002.

BAYER, C. et al. Stocks and humification degree of organic matter soil as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, v. 238, p. 133-140, 2002.

BURLE, M. L. et al. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with emphasis on soil acidification. **Plant and Soil**, v.190, p. 309-316, 1997.

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.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KOGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping system and N fertilization. **Plant Soil**, v. 268, p. 319-328, 2005.

GENTILE, R.; VANLAUWE, B.; KAVOO, A. E.; CHIVENGE, P.; SIX, J. 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**, v. 88, p. 121-131, 2010.

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.

INSTITUTO RIOGRANDENSE DO ARROZ (IRGA). **Serviços e informações – Safras**. Disponível em: <http://www.irga.rs.gov.br/upload/20150710145210produtividade_municipios_safra_14_15.pdf>. Acesso em 08 de fevereiro de 2016.

KOGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 34, p. 139-162, 2002.

KONG, A. Y. Y.; SIX, J. Tracing Root vs. Residue Carbon into Soils from Conventional and Alternative Cropping Systems. **Soil Science Society of America Journal**, v. 74, p. 1201-1210, 2010.

LU, Y.; WATANABE, A.; KIMURA, M. Carbon dynamics of rhizodeposits, root and shoot-residues in a rice soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 1223-1230, 2003.

PARFITT, J. M. B. Milho, sorgo e Soja em Área de Arroz Irrigado, na Região da Campanha do Rio Grande do Sul: Resultados de pesquisa das safras 1999/00, 2000/01 e 2001/02. Pelotas: **Embrapa informação**, 82 p., 2002.

PINTO, L. F. S.; PAULETTO, E. A.; GOMES, A. da S.; SOUSA, R. O. de. Caracterização de solos de várzea. In: GOMES, A. da S.; PAULETTO, E. A. (Ed.). *Manejo de solo e da água em áreas de várzea*. Pelotas: **Embrapa Clima Temperado**, p.11-36, 1999.

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

REDIN, M.; GIACOMINI, S. J.; TAHIR, M. M.; HICKMANN., et al. Enriquecimento de plantas de soja através de pulsos repetidos de $^{13}\text{CO}_2$ em condições de campo. **IX Reunião Sul - Brasileira de Ciência do Solo**. Lages, Sc. 8 a 9 de novembro de 2012.

REDIN, M.; GUÉNON, R.; RECOUS, S.; SCHMATZ, R.; LIBERALESSO, F. L.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. **Plant and Soil**, v. 378, p. 205-214, 2014.

SANGSTER, A.; KNIGHT, D.; FARRELL, R.; BEDARDHAUGHN, A. Repeat-pulse $^{13}\text{CO}_2$ labeling of canola and field pea: implications for soil organic matter studies. **Rapid Communications in Mass Spectrometry**, v. 24, p. 2791-2798, 2010.

SUBEDI, K. D.; MA, B. L.; LIANG, B. C. New method to estimate root biomass in soil through root-derived carbon. **Soil Biol Biochem**. V. 38, p. 2212-2218, 2006.

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

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

TAHIR, M. M. 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.

TIAN, G.; KANG, B. T.; BRUSSARD, B. L. Mulching effect of plant residues with chemically contrasting compositions on maize growth and nutrients accumulation. **Plant and Soil**, The Hague, v.153, p.179-187, 1993.

TRINSOUTROT, I.; RECOUS, S.; MARY, B.; NICOLARDOT, B. 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**, v. 32, p. 1717-1730, 2000.

VORONEY, R. P.; PAUL, E. A.; ANDERSON, D. W. Decomposition of straw and stabilization of microbial products. **Canadian Journal of Soil Science**, v.69, p.169-175, 1989.

3 ARTIGO I

ENRIQUECIMENTO ISOTÓPICO COM ^{13}C DE PLANTAS DE ARROZ, SORGO E SOJA EM CONDIÇÕES DE CASA DE VEGETAÇÃO EM SOLO DE VÁRZEA.

AUTORA: Mariana Ferneda Dossin
ORIENTADOR: Sandro José Giacomini

RESUMO

O enriquecimento isotópico de plantas por meio de marcadores como o ^{13}C em sistemas de pulsos repetidos é uma alternativa para driblar a complexidade e os custos dos sistemas de enriquecimento contínuo das plantas. O objetivo desse estudo foi o enriquecimento isotópico homogêneo com ^{13}C de folhas, talos e raízes das plantas de arroz, sorgo e soja cultivadas em solo de várzea em condições de casa de vegetação para estudos posteriores de decomposição. O experimento foi conduzido em casa de vegetação na Universidade Federal de Santa Maria utilizando solo de várzea. As plantas de arroz, sorgo e soja foram expostas semanalmente aos pulsos isotópicos com 33% átomos de $^{13}\text{CO}_2$, durante 1-1,5h, em câmaras fechadas de acrílico até o estágio de enchimento de grãos. Foram determinados os valores de enriquecimento com ^{13}C dos órgãos das plantas, a composição química dos resíduos e valores de recuperação e distribuição do ^{13}C nos órgãos da planta e no solo. A produção de MS e composição química dos resíduos não foi afetada pelo enriquecimento com ^{13}C . Os valores de enriquecimento foram de +377‰ em arroz, +466,5‰ em sorgo e +453,7‰ em soja. As culturas apresentaram valores semelhantes de recuperação e distribuição do ^{13}C . Os valores de distribuição variaram de 41 a 63% na parte aérea das culturas, 7 a 25% nas raízes e 4 a 10% no solo. O enriquecimento isotópico das plantas com ^{13}C por meio de pulsos repetidos, foi eficiente para o enriquecimento homogêneo de plantas de arroz, sorgo e soja em condições de casa de vegetação.

Palavras chave: composição química, homogeneidade isotópica, órgãos das plantas pulsos de $^{13}\text{CO}_2$.

3.1 INTRODUÇÃO

A matéria orgânica do solo (MOS) é considerada importante indicador da qualidade do solo (Bayer; Mielniczuk, 2008). O acúmulo de MOS e o consequente aumento dos estoques de C orgânico do solo, estão relacionados ao aporte anual de resíduos de colheita (Burle et al., 1997; Bayer et al., 2002; Diekow et al., 2005), os quais são considerados fonte primária de C e energia aos microorganismos do solo (Sylvia et al., 1998).

A utilização de técnicas isotópicas tem sido amplamente aplicada em estudos relacionados às transformações do carbono no solo (Voroney et al., 1989). Mais recentemente, os avanços na análise de isótopos estáveis possibilitaram um aumento nos estudos com o uso do ^{13}C como um marcador (Aita et al., 2005; Kong; Six, 2010; Tahir, 2015), o que contribuiu para o estudo do destino do C no solo, fixado durante o crescimento das plantas e a quantificação com maior precisão da liberação de C pela biomassa microbiana (Subedi et al., 2006).

A realização do enriquecimento de plantas através da aplicação de pulsos repetidos de ^{13}C , no qual as plantas são expostas periodicamente ao $^{13}\text{CO}_2$, foi utilizada em diversos trabalhos (Subedi et al., 2006; Sangster et al., 2010; Kong; Six, 2010; Redin et al., 2012; Tahir, 2015), e apresentou-se muito eficiente para a marcagem homogênea dos resíduos culturais, driblando a complexidade dos sistemas de enriquecimento contínuo das plantas e reduzindo os custos envolvidos nas técnicas isotópicas de exposição contínua ao ^{13}C . A partir dos resíduos marcados nesses trabalhos, estudos posteriores puderam ser realizados a fim de avaliar a contribuição da parte aérea e das raízes para o acúmulo de C no solo. O sucesso desta estratégia depende do nível de marcagem das plantas e da distribuição homogênea do ^{13}C entre as partes das plantas. Com isso surge a necessidade de avaliar a técnica de marcagem de ^{13}C por pulsos em diversas espécies e condições de cultivo.

Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi o de avaliar o grau de enriquecimento de ^{13}C e sua distribuição, por exemplo, em folhas, talos e raízes das plantas de arroz, sorgo e soja cultivadas em solo de várzea em condições de casa de vegetação.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Local e solo

O experimento foi conduzido de novembro de 2014 a março de 2015 em casa de vegetação com controle de umidade e temperatura do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria localizada na região fisiográfica da Depressão Central do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O clima de região enquadra-se na classificação “Cfa” de Köppen sendo um clima subtropical úmido. O solo utilizado foi um Gleissolo Háptico Eutrófico Típico (Embrapa, 2013) coletado da camada de 0-20 cm de uma área de várzea com histórico de cultivo de arroz. Após a coleta, o solo foi seco ao ar e em seguida peneirado em malha 4 mm. As características físicas e químicas do solo foram as seguintes: 238 g kg⁻¹ de areia; 448 g kg⁻¹ de silte; 314 g kg⁻¹ de argila; 18,1 g kg⁻¹ de C total; 1,73 g kg⁻¹ de N total; 6,8 mg dm⁻³ de P; 56 mg dm⁻³ de K; 5,8 cmolc dm⁻³ de Ca; 1,9 cmolc dm⁻³ de Mg; cmolc dm⁻³ de Al³⁺; e pH em H₂O de 4,7.

3.2.2 Cultivo das plantas e enriquecimento com ¹³C

O cultivo do arroz (*Oryza sativa* L.), sorgo granífero (*Sorghum bicolor* L.) e soja (*Glycine max* L.) foi realizado em vasos plásticos de 8L contendo 5 kg do solo seco. Antecedendo a semeadura das culturas o solo foi umedecido até a umidade correspondente a 80% da capacidade de campo. Juntamente com a água utilizada para umedecer o solo foi aplicado em cada vaso o equivalente a 190 kg ha⁻¹ N, 535 kg ha⁻¹ de P₂O₅ e 125 kg ha⁻¹ de K₂O nas formas de sulfato de amônio, superfosfato triplo e cloreto de potássio, respectivamente. A semeadura do arroz foi realizada em 21/11/14, da soja em 29/11/14 e do sorgo em 07/12/2/14. Em cada vaso foram utilizadas 10 sementes de cada cultura e após a emergência das mesmas (cerca de sete dias após a semeadura) realizou-se o raleio, deixando três plântulas para o arroz e duas para o sorgo e a soja. Após o raleio, os vasos com as plantas de arroz receberam quantidade de água a fim de formar uma lâmina de 6 cm de altura, a qual foi mantida até o fim do ciclo da cultura. A umidade do solo nos vasos das culturas da soja e sorgo foi mantida na umidade correspondente a 80% da capacidade de campo, sendo o controle da reposição de água por meio de pesagens dos vasos.

Durante o período de cultivo as plantas foram monitoradas e manejadas com adubações nitrogenadas de cobertura e aplicações de fungicidas e inseticidas recomendados para as culturas estudadas.

O enriquecimento das plantas com ^{13}C iniciou duas semanas após a emergência das plântulas e foi realizado através de aplicações semanais de $^{13}\text{CO}_2$ por um período de 1-1,5 horas entre os horários de maior incidência de luminosidade (entre as 9 -13 horas). Os pulsos de enriquecimento com ^{13}C foram realizados com o auxílio de um dispositivo (Figura 1) adaptado por Redin et al. (2012) com base nos estudos de Sangster et al. (2010) e Kong e Six (2010). O dispositivo é composto por uma base de ferro com dimensões de 0,8 m x 0,8 m x 0,10 m (L x C x A) fixada sobre uma base de madeira. Na parte superior da base ficava exposta uma calha para encaixe da câmara no momento das aplicações do $^{13}\text{CO}_2$. Na calha adicionava-se água para selar a câmara, buscando-se impedir trocas gasosas entre o interior da câmara e o ambiente externo. A câmara foi confeccionada com chapas (4 mm) de acrílico (Polymethyl methacrylate) com 100% de transmitância da luz solar (sem proteção UV) e com dimensões de 0,8 m x 0,8 m x 0,3 m. Foram utilizadas três câmaras por cultura, sendo que para o arroz foram colocados 9 vasos por câmara e para a soja e o sorgo 6 vasos por câmara.

No interior das câmaras foram instalados, em lados opostos, dois ventiladores (15 cm^2) alimentados por bateria de 12 V para a circulação do ar durante o enriquecimento das plantas. Também, adicionava-se gelo dentro das câmaras para a temperatura não ficar muito elevada durante os pulsos de ^{13}C . Na parte superior da câmara foi fixado um septo pelo qual foi injetada a solução com bicarbonato de sódio enriquecido com ^{13}C $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ 99% átomos ^{13}C (33% $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ e 66% $\text{NaH}^{12}\text{CO}_3$), para a geração do $^{13}\text{CO}_2$. Em função do crescimento das plantas, foram utilizados extensores de 0,3 m de altura com uma calha na extremidade superior para permitir o encaixe na câmara.

Os pulsos de enriquecimento das plantas foram realizados com base no trabalho de Sangster et al. (2010) e Redin et al. (2012) e iniciaram duas semanas após a emergência das plantas e terminaram logo após o enchimento de grãos das mesmas, totalizando 11 pulsos para a cultura do arroz, 9 pulsos para a cultura da soja e 7 pulsos de enriquecimento na cultura do sorgo. Em cada pulso de enriquecimento com ^{13}C , as injeções de $^{13}\text{CO}_2$ foram realizadas utilizando $\text{NaH}^{13}\text{CO}_3$ (99% átomos ^{13}C) o qual era injetado no interior da câmara, dentro de um frasco

contendo HCl (2M) através do septo contido na parte superior da câmara. A concentração de CO₂ em cada câmara foi monitorada com registrador de dados de CO₂, umidade e temperatura modelo SD800. Sempre que as leituras de CO₂ estiveram abaixo de 250 ppm, era injetada uma nova solução de NaH¹³CO₃ no frasco contendo HCl em excesso.

Para manter a taxa fotossintética das plantas, a solução foi continuamente adicionada quando diminuía os níveis de CO₂, mantendo uma concentração total de CO₂ na atmosfera interna da câmara entre 250 e 450 ppm e um enriquecimento atmosférico de 33% de átomos de ¹³CO₂ durante o período de enriquecimento das plantas. No mesmo dia da marcagem, antes do anoitecer, as câmaras eram colocadas novamente sobre as culturas, a fim de otimizar o processo do enriquecimento evitando perdas de ¹³CO₂, pois durante a noite as plantas realizam o processo inverso a fotossíntese no qual absorvem O₂ e liberam CO₂. As plantas de arroz, sorgo e soja foram expostas a um total de 3,3g, 1,9g e 1,8g de ¹³C, respectivamente. Outro conjunto de plantas foi cultivado sem o uso de ¹³C (condição natural) para servir de testemunhas.

3.2.3 Produção e caracterização química da biomassa aérea e radicular

A avaliação da produção de biomassa da parte aérea e das raízes ocorreu quando as culturas se encontravam no estágio de maturação fisiológica. Para isso foram utilizados três vasos de cada câmara para as culturas enriquecidas e não enriquecidas. A parte aérea foi obtida cortando-se as plantas rente ao solo e após a coleta as plantas foram separadas em talos (soja), colmos (sorgo e arroz), folhas, grãos e vagens. Em seguida, procedeu-se a coleta das raízes separando-as manualmente do solo. As raízes coletadas foram lavadas e colocadas em estufa a 45°C juntamente com os resíduos da parte aérea até peso constante. As folhas senescentes das culturas foram recolhidas ao longo do tempo, secas à 45°C, pesadas, armazenadas em sacos plásticos, e posteriormente reunidas com as folhas colhidas na avaliação da produção de biomassa. As amostras secas a 45°C após pesadas foram subamostradas duas vezes. Uma subamostra foi moída em moinho de facas tipo Wiley e separada em duas partes, uma usada para a análise química através do método de Van Soest (1963) e a outra para determinar a MS a 105°C. A

segunda subamostra foi usada na determinação da matéria seca (MS) a 65°C que após finamente moída foi usada na análise dos teores de C, N e ^{13}C .

O N total foi analisado em analisador elementar (FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy). O teor de 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). Os teores de C e N foram expressos g kg^{-1} da MS e no caso das raízes, os valores representam os teores desses elementos na MS livre de cinzas. A fração solúvel (FS), celulose (CEL), hemicelulose (HEM) e lignina (LIG) foram determinados usando o método adaptado de Van Soest (1963) conforme Redin et al. (2014). Os valores para essas frações estão expressos em g kg^{-1} de MS a 105°C.

3.2.4 C e ^{13}C no solo

O solo dos vasos das plantas enriquecidas e não enriquecidas, após a avaliação da biomassa radicular e parte aérea das culturas, foi seco ao ar. Após o solo foi finamente moído e analisado quanto ao teor de C e a 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 massas de razão isotópica (DELTA V Advantage, Thermo Fisher Scientific, Bremen, Germany).

3.2.5 Cálculos

Os valores isotópicos são expressos na relação de Viena-Peedee Belemnite (VPDB) como referência ^{13}C (Ge et al., 2012) como se segue:

$$\delta^{13}\text{C}(\text{‰}) = \left(\frac{R_{\text{amostra}}}{R_{V-PDB}} - 1 \right) \times 100 \quad (1)$$

$$^{13}\text{C} (\text{atom } \%) = 100 \times \frac{((\delta^{13}\text{C}+1000) \times R_{V-PDB})}{((\delta^{13}\text{C}+1000) \times R_{V-PDB} + 1000)} \quad (2)$$

$$^{13}\text{C}_{\text{excesso}} (\text{atom}\%) = ^{13}\text{C}_{\text{Amostra}} (\text{atom}\%) - ^{13}\text{C}_{\text{abundância natural}} (\text{atom}\%) \quad (3)$$

onde a R_{amostra} é a razão $^{13}\text{C} / ^{12}\text{C}$ na amostra e o $R_{\text{V-PDB}}$ é igual a 0,011179. A quantidade de ^{13}C (mg) que foi incorporada na parte aérea, raízes e solo foi calculada usando a seguinte equação (An et al., 2015):

$$^{13}\text{C}_{\text{quantidade}} = C_{\text{Amostra}} \times (A_{\text{Amostra enriquecida}} - A_{\text{Amostra não enriquecida}}) \quad (4)$$

onde C_{amostra} , refere-se ao teor de C (mg) de cada parte; $A_{\text{Amostra enriquecida}}$ e $A_{\text{Amostra não enriquecida}}$ referem-se ao átomo de $^{13}\text{C}\%$ das amostras enriquecidas e não enriquecidas, respectivamente. A recuperação de ^{13}C atom % foi expressa como uma percentagem de ^{13}C fixado do total de ^{13}C aplicado. A percentagem do enriquecimento que foi dividido em parte aérea, raízes e solo foi expressa em percentagem do ^{13}C na parte aérea, raízes e do solo como a quantidade total de ^{13}C recuperada.

Os cálculos para determinação da quantidade de ^{13}C fixado e sua concentração em partes específicas das plantas, foram realizados utilizando os dados referentes à biomassa vegetal, teores de C e os valores de delta ^{13}C (‰) do enriquecimento isotópico dos resíduos.

3.2.6 Estatística

Todos os resultados obtidos referentes à biomassa vegetal, composição química e de ^{13}C (‰) do enriquecimento isotópico dos resíduos foram submetidos à análise da variância (ANOVA). 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).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Matéria seca e composição química dos resíduos

O processo de marcagem das plantas com ^{13}C provocou alteração na quantidade de MS produzida apenas para os grãos da cultura do arroz (Tabela 1), não sendo observadas diferenças entre plantas enriquecidas (E) e não enriquecidas (NE) para a MS de talos, folhas e raízes nas três espécies estudadas. Na média das duas condições de cultivo a quantidade de MS de palha (talo + folha) e de raízes, respectivamente, foi de 41,8 e 18,7 g no arroz, 27,8 e 10,2 g no sorgo e 39,7 e 11,9 g na soja. A quantidade de MS encontrada na cultura da soja no presente estudo foi superior aos resultados encontrados em experimentos realizados em casa de vegetação (Ndoli, 2013). Dessa forma é possível afirmar que o enriquecimento isotópico com ^{13}C , realizado por pulsos semanais não afetou a produção de MS de forma significativa, semelhante aos resultados de trabalhos anteriores (Bromand et al., 2001; Meng et al., 2013) em casa de vegetação.

Em relação aos teores de C e N total dos resíduos foram observadas diferenças entre plantas E e NE apenas no teor de C das raízes de soja e no teor de N das folhas do arroz (Tabela 1). Embora tenha sido observada redução no teor de C das raízes de soja E, os valores encontrados nas duas condições de cultivo são semelhantes aos valores encontrados por Redin et al. (2014a). Já a variação observada para o N entre as folhas de arroz E e NE foi elevada (+50%), porém essa diferença não pode ser explicada por variações na MS das plantas de arroz e no teor de N nos talos, grãos e raízes.

O processo de marcagem das plantas provocou alterações na composição química apenas na parte aérea (FS e LIG) e raízes (CEL e HEM) da soja e do sorgo (Tabela 2). Na parte aérea, a FS do sorgo e da soja foi superior nas plantas NE e a LIG na soja nas plantas E. Nas raízes, o conteúdo de CEL na soja foi superior nas plantas E e o conteúdo de HEM nas raízes do sorgo nas plantas NE. Apesar de encontradas, essas variações na composição química são baixas e os valores encontrados para as plantas E e NE estão dentro de uma faixa de valores de composição química encontrados na literatura para as três espécies estudadas (Redin et al., 2014a,b).

De modo geral a composição química dos resíduos não foi afetada pelo enriquecimento isotópico de ^{13}C . Esse resultado é interessante, pois quando esses resíduos forem utilizados em experimentos para avaliar a decomposição, esse processo não será influenciado por modificações na composição química em função da marcagem. Essa condição foi verificada por Tahir (2015) que trabalhando com

resíduos de três espécies E com ^{13}C através da aplicação de pulsos de $^{13}\text{CO}_2$ verificou que em condições de campo a mineralização dos resíduos de plantas E e NE foi idêntica.

3.3.2 $\delta^{13}\text{C}$ de enriquecimento das plantas

A aplicação de pulsos semanais de $^{13}\text{CO}_2$ elevou significativamente os valores de $\delta^{13}\text{C}$ nas plantas E comparado às plantas NE (Tabela 3). Considerando todas as partes das plantas em cada espécie NE e E, os valores de $\delta^{13}\text{C}$ variaram de -31,4‰ a 377,8‰ no arroz, -11,2‰ a 466,5‰ no sorgo e -26,7‰ a 453,7‰ na soja, respectivamente. Os valores medidos nas plantas E são superiores aos reportados nos estudos realizados em casa de vegetação por Bird et al. (2003) com a cultura do arroz e de Sangster et al. (2010) com as culturas canola e ervilha. O enriquecimento obtido para a soja também supera os valores obtidos por Redin et al. (2012) em condições de campo. Já os valores obtidos para folhas, talos e raízes no presente estudo estão dentro da faixa de enriquecimento de 255 a 493 ‰ obtida por Thair (2015) em condições de campo para essas mesmas partes das plantas de trigo, ervilhaca e ervilha. Essas variações nos valores de enriquecimento possivelmente estejam relacionadas às espécies utilizadas, as condições de marcagem e principalmente à quantidade de ^{13}C fornecida por unidade de biomassa produzida. Por fim, elevados valores de enriquecimento nos órgãos das plantas são desejados para que possam ser usados com confiabilidade em estudos posteriores relacionados à dinâmica do C no solo.

Os valores de abundância de $\delta^{13}\text{C}$ nos resíduos das plantas testemunhas ficou em média -27,6‰ para arroz e soja e -7,5‰ para o sorgo. Dados de literatura mostram que a abundância natural de isótopo de ^{13}C em plantas de ciclo de metabolismo fotossintético C_3 (como por exemplo, arroz e soja) apresentam valores $\delta^{13}\text{C}$ entre -33 e -22‰, enquanto em plantas C_4 (sorgo, por exemplo) tais valores situam-se entre -16 e 9‰ (Guareschi et al., 2014). Além disso, observa-se a homogeneidade nas plantas NE (Tabela 3) em que os valores de abundância natural de ^{13}C de talos, folhas, grãos e raízes não diferiram significativamente.

Além de obter o enriquecimento das plantas com ^{13}C é importante que o enriquecimento seja homogêneo entre as partes das plantas a fim de evitar problemas na quantificação da dinâmica do C durante a decomposição dos resíduos

culturais. Os resultados de enriquecimento do presente estudo indicam não haver diferença nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ de talos e folhas em nenhuma das três espécies estudadas. Esse resultado é interessante, pois normalmente esses são os órgãos da parte aérea das plantas utilizados em estudos de decomposição. A uniformidade de enriquecimento dos resíduos de arroz, sorgo e soja também está associada ao início dos pulsos de enriquecimento logo nos primeiros estádios de desenvolvimento, melhorando também a distribuição do ^{13}C dentro da planta (Bromand et al., 2001).

Apesar dos grãos apresentarem os menores valores de enriquecimento, os mesmos foram superiores aos encontrados por Redin et al. (2012) e Tahir (2015). Os resultados encontrado de enriquecimento elevado em resíduos de folhas, talos e raízes, provavelmente estão relacionados ao maior número de pulsos de enriquecimento, comparado aos grãos. Além disso, o menor enriquecimento de ^{13}C nos grãos pode ser decorrente da baixa translocação de C para esse órgão da planta (Redin et al., 2012). Tendo em vista que os grãos não permanecem no solo após a colheita, pesquisas nesta área que estudam a decomposição e dinâmica do C no solo não utilizam esse órgão da planta, não interferindo, portanto, na ciclagem do elemento.

3.3.3 Recuperação e distribuição de ^{13}C nas plantas e solo

A recuperação do ^{13}C aplicado via os pulsos de $^{13}\text{CO}_2$ na parte aérea e raízes não diferiu entre as espécies estudadas e variou de 38,9% no sorgo a 40,7% no arroz. Esses valores de recuperação do ^{13}C foram semelhantes aos encontrados em trabalhos realizados com enriquecimento isotópico em trigo e cevada (Gregory; Atwell, 1991) em ervilha e aveia (Wichern et al., 2007), em trigo, ervilha e ervilhaca (Thair, 2015) (Tabela 4). Os valores de recuperação de ^{13}C foram de 17%, 15,3% e 25,6% para parte aérea das culturas de arroz, sorgo e soja respectivamente, os quais foram superiores aos encontrados nas raízes das três culturas e no solo. Baixos valores recuperados de ^{13}C são comumente encontrados e podem estar relacionados à respiração de parte aérea e raízes, além da respiração microbiana. (Ostle et al., 2000).

Do total de C fixado pelas plantas foi calculado o percentual de distribuição para cada parte da planta (folhas, talos, grãos e raízes) e solo. Os valores mais elevados de distribuição de ^{13}C foram encontrados na parte aérea das culturas,

sendo 41,8 % no arroz, 44,6% no sorgo e 63,2% na soja. As diferenças encontradas na fixação e distribuição do ^{13}C entre as culturas podem estar relacionadas ao fato de que durante a fotossíntese, plantas do ciclo C_3 e C_4 discriminam o isótopo ^{13}C com diferentes graus de intensidade (Guareschi et al., 2014), e a translocação de C para todos os órgãos ocorrem de forma diferente. Parte do carbono C recentemente fixado em uma folha é retido na própria folha e o resto é distribuído para vários tecidos e órgãos não fotossintéticos. A distribuição ocorre em dois níveis: alocação e partição. O C recentemente assimilado pode ser alocado para diversas funções metabólicas na fonte (folhas) ou no dreno (raízes e solo) (Hopkins, 1995).

Os fatores ambientais limitantes à assimilação de C são os níveis de CO_2 , a luminosidade e a temperatura. Assim, para uma mesma temperatura, a taxa fotossintética se eleva à medida que aumenta a intensidade luminosa (Kluge et al., 2015). Esse aumento é regulado, entre outros fatores, pela quantidade de CO_2 (Salisbury, 2012). Em temperaturas críticas, as plantas tendem a fechar seus estômatos para reduzir as perdas de água. Conseqüentemente, ocorre a redução das taxas fotossintéticas, reduzindo a assimilação de CO_2 (Taiz; Zeiger, 2009).

A respiração das plantas ocorre independente da luminosidade, mas é favorecida a noite, onde as plantas realizam um processo relativamente inverso à fotossíntese, a respiração noturna. Nesse processo plantas deixam de fazer fotossíntese, mas continuam respirando, absorvendo oxigênio do ar e eliminando CO_2 (Kluge et al., 2015). Nas manhãs seguintes ao enriquecimento, foi constatado que a concentração de CO_2 dentro da câmara era mais elevada do que a quantidade de ^{13}C aplicado durante os pulsos de enriquecimento, podendo estar relacionado às reações de descarboxilação da respiração, indicando que foi respirado muito mais ^{12}C do que ^{13}C pelas plantas (Gillon et al., 1998; Machado et al., 2011). Essa elevada taxa de respiração durante a noite pelas plantas pode ser devido ao fato de que a maior parte dos substratos utilizados na respiração não sejam os compostos formados e acumulados nas últimas horas em que ocorreu o enriquecimento com ^{13}C , e sim compostos ricos em ^{12}C formados e acumulados em dias anteriores aos pulsos.

Em estudos realizados por Machado et al. (2011) e Nogués et al. (2004), os autores observaram que amido e sacarose formados no dia anterior ao enriquecimento isotópico explicavam menos de 50% do C perdido na forma de CO_2 na respiração noturna. Em trabalho de revisão, Badeck et al. (2005), observaram

que, geralmente, durante a respiração noturna o CO₂ liberado é enriquecido com ¹³C. Dessa forma pode-se inferir que grande parte dos compostos prontamente formados após o enriquecimento, não são utilizados como substratos na respiração noturna e são perdidos como CO₂, por isso durante o período de enriquecimento no presente estudo, as plantas ficaram dentro das câmaras, para que o ¹³C aplicado durante o dia, não fosse perdido durante a noite.

A menor recuperação de ¹³C foi encontrada no solo onde os valores ficaram entre 1,7 e 4,2% do total aplicado. Uma baixa recuperação ¹³C em solo também foi relatada por Staddon et al. (2003), Rangel-Castro et al. (2004) e Tahir (2015). Grande parte dos assimilados enriquecidos com ¹³C que entram no solo através da rizodeposição, são lábeis e estão disponíveis à respiração microbiana e apresentando baixa estabilização (Tahir, 2015). Em trabalhos realizados por Gregory e Atwell (1991), foram encontrados valores de 33% e 54% do total recuperado ¹⁴C no solo com culturas de trigo e cevada, sendo que a metade foi perdida como ¹⁴CO₂ na respiração, durante as fases iniciais de crescimento. Na mesma linha de estudos, Derrien et al. (2004) estimou que 40% do carbono derivado das raízes de trigo eram compostos por açúcares solúveis, que foram altamente assimilados pela respiração microbiana. Dessa forma, pode-se inferir que a recuperação do ¹³C no solo pode ter sido prejudicada pela rápida mineralização microbiana dos compostos facilmente decomponíveis dos resíduos culturais.

3.4 CONCLUSÕES

1. A utilização de pulsos semanais de ¹³C em condições de casa de vegetação resultou no enriquecimento das plantas e distribuição homogênea do ¹³C entre talos/colmos e folhas de plantas de arroz, sorgo e soja.
2. O enriquecimento isotópico não influenciou na composição química das plantas.

3.5 REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. et al. Short-term kinetics of residual wheat straw C and N under field conditions: Characterization by (CN)-C-13-N-15 tracing and soil particle size fractionation. **European Journal of Soil Science**, v. 48, p. 283-294, 2005.

AN, T.; SCHAEFFER, S.; ZHUANG, J.; RADOSEVICH, M.; LI, S.; LI, H.; PEI, J.; WANG, J. Dynamics and distribution of ¹³C-labeled straw carbon by microorganisms as affected by soil fertility levels in the Black Soil region of Northeast China. **Biol Fertil Soils**, v. 51, p. 605–613, 2015.

BADECK, F. W.; TCHERKEZ, G.; NOGUES, S.; PIEL, C.; GHASHGHAIE, J. Post photosynthetic fractionation of stable carbon isotopes between plant organs – A widespread phenomenon. **Rapid Comm. Mass Spectrom.**, v. 19, p. 1381-1391, 2005.

BAYER, C. et al. Stocks and humification degree of organic matter soil as affected by no-tillage on a subtropical soil. **Plant and Soil**, v. 238, p. 133-140, 2002.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª Ed. Porto Alegre: Metrópole, 654 p., 2008.

BROMAND, S.; WHALEN, J. K.; JANZEN, H. H.; SCHJOERRING, J. K.; ELLERT, B. H. A pulse labeling method to generate ¹³C- enriched plant materials. **Plant Soil**, v. 235, p. 253–257, 2001.

BURLE, M. L. et al. Effect of cropping systems on soil chemical characteristics, with enfasis on soil acidification. **Plant and Soil**, v.190, p. 309-316, 1997.

DERRIEN, D.; MAROL, C.; BALESSENT, J. The dynamics of neutral sugars in the rhizosphere of wheat. An approach by ¹³C pulse-labeling and GC/C/IRMS. **Plant Soil**, v. 267, p. 243–253, 2004.

DIECKOW, J.; MIELNICZUK, J.; KNICKER, H.; BAYER, C.; DICK, D.P.; KOGEL-KNABNER, I. Carbon and nitrogen stocks in physical fractions of a subtropical Acrisol as influenced by long-term no-till cropping system and N fertilization. **Plant Soil**, v. 268, p. 319-328, 2005.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. 3.ed. Rio de Janeiro, 353 p., 2013.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, p. 1039-1042, 2011.

GE, T.; YUAN, H.; ZHU, H.; WU, X.; NIE, S.; LIU, C.; TONG, C.; WU, J.; BROOKES, P. Biological carbon assimilation and dynamics in a flooded rice-soil system. **Soil Biol Biochem**, v. 48, p. 39–46, 2012.

GILLON, J. S.; BORLAND, A. M.; HARWOOD, K. G.; ROBERTS, A.; BROADMEADOW, M. S. J.; GRIFFITHS, H. Carbon isotope discrimination in terrestrial plants: Carboxylations and decarboxylations. In: GRIFFITHS, H., (ed.) Stable isotopes: Integration of biological, ecological and geochemical processes. Oxford, **Bios Scientific Publishers**, p.111-132, 1998.

GREGORY, P. J.; ATWELL, B. J. The fate of carbon in pulse-labeled crops of barley and wheat. **Plant Soil**, v. 136, p. 205–213, 1991.

GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G.; PERIN, A. Carbono, nitrogênio e abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ em uma cronosequência de agricultura sob plantio direto no cerrado goiano. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 38, p. 1135-1142, 2014.

HOPKINS, W. G. **Introduction to Plant Physiology**. Copyright, 464p. 1995.

KLUGE, R. A.; TEZOTTO-UILIANA, J. V.; DA SILVA, P. P. M. Aspectos fisiológicos e ambientais da fotossíntese. **Revista virtual de Química**. v. 7, p. 56-73, 2015.

KONG, A. Y. Y.; SIX, J. Tracing cover crop root versus residue carbon into soils from conventional, low-input, and organic cropping systems. **Soil Sci Soc Am J**, 74:1201–1210, 2010.

MACHADO, D. N. et al. Enriquecimento e alocação de ^{13}C em plantas de eucalipto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 857-866, 2011.

MENG, F.; DUNGAIT, J. A. J.; ZHANG, X.; HE, M.; GUO, Y.; WU, W. Investigation of photosynthate - C allocation 27 days after ^{13}C -pulse labeling of *Zea mays* L. at different growth stages. **Plant Soil**, v. 373, p. 755–764, 2013.

NDOLI; A.; NARAMABUYE, F.; DIOGO, R. V. C.; BUERKERT, A.; MOCHOGE, B. O.; NIEDER, R. Greenhouse experiments on soybean (*Glycine max*) growth on Technosol substrates from tantalum mining in Rwanda. **International Journal of Agricultural Science Research**, v.2, p. 144-152, 2013.

NOGUÉS, S.; TCHERKEZ, G.; CORNIC, G.; GHASHGHAIE, J. Respiratory carbon metabolism following illumination in intact french bean leaves using $^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$ isotope labelling. **Plant Physiol.**, v. 136, p. 3245-3254, 2004.

OSTLE, N.; INESON, P.; BENHAM, D.; SLEEP, D. Carbon assimilation and turnover in grassland vegetation using an in situ $^{13}\text{CO}_2$ pulse labeling system. **Rapid Comm Mass Spec**, v. 14, p. 1345–1350, 2000.

RANGEL-CASTRO, J. I.; PROSSER, J. I.; SCRIMGEOUR, C. M.; SMITH, P.; OSTLE, N.; INESON, P.; MEHARG, A. A.; KILLHAM, K. Carbon flow in an upland grassland: effect of liming on the flux of recently photosynthesized carbon to rhizosphere soil. **Glob Change Biol**, v. 10, p. 2100– 2108, 2004.

REDIN, M. Produção de biomassa, composição química e decomposição de resíduos culturais de parte aérea e raízes no solo. Tese (Doutorado) – Universidade

Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2014.

REDIN, M.; GIACOMINI, S. J.; TAHIR, M. M.; HICKMANN, F.; SALDANHA, J. A. C.; GARLET, C. M.; CHAVES, B. Enriquecimento de plantas de soja através de pulsos repetidos de $^{13}\text{CO}_2$ em condições de campo. **IX Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo**. Lages, Sc. 8 a 9 de novembro de 2012.

REDIN, M.; GUENON, R.; RECOUS, S.; SCHMATZ, R.; LIBERALESSO, F. L.; AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. **Plant Soil**, v. 378, p. 205–214, 2014a.

REDIN, M.; RECOUS, S.; AITA, C.; DIETRICH, G.; SKOLAUDE, A. C.; LUDKE, W. H.; SCHMATZ, R.; GIACOMINI, S. J. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. **Soil Biol Biochem**, v. 78, p. 65–75, 2014b.

SALISBURY, F. B.; ROSS, C. W. **Fisiologia das plantas**, 4a. ed., Cengage Learning, 2012.

SANGSTER, A., et al. Repeat-pulse $^{13}\text{CO}_2$ labeling of canola and field pea: implications for soil organic matter studies. **Rapid Communication in Mass Spectroscopy**, v. 24, p. 2791-2798, 2010.

STADDON, P. L.; OSTEL, N.; DAWSON, L. A.; FITTER, A. H. The speed of soil carbon throughput in an upland grassland is increased by liming. **J Exp Bot**, v. 54, p. 1461–1469, 2003.

SUBEDI, K. D.; MA, B. L.; LIANG, B. C. New method to estimate root biomass in soil through root-derived carbon. **Soil Biol Biochem**. v. 38, p. 2212-2218, 2006.

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

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

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; **Fisiologia vegetal**, 4a. ed., Artmed, 2009.

VAN SOEST. Use of detergents in the analysis of fibrous feeds I: preparation of fiber residues of low nitrogen content. **J Assoc Ana Chem**, v. 46, p. 825–835, 1963.

VORONEY, R. P. et al. Decomposition of straw and stabilization of microbial products. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 69, p. 63-77, 1989.

WICHERN, F.; MAYER, J.; JOERGENSEN, R. G.; MÜLLER, T. Release of C and N from roots of peas and oats and their availability to soil microorganisms. **Soil Biol Biochem**, v.39, p. 2829– 2839, 2007.



Figura 1. Dispositivo utilizado para o enriquecimento das plantas em condições de casa de vegetação. Dispositivo adaptado por Redin et al. (2012) com base nos estudos de Sangster et al. (2010) e Kong e Six (2010).

Tabela 1. Produção de biomassa das plantas e concentração de C e N nas partes das plantas enriquecidas (E) e não enriquecidas (NE) com ^{13}C em condições de casa de vegetação.

Cultura	Folhas	Talos	Grãos	Raízes
<u>Matéria Seca (g/vaso)</u>				
Arroz – E	33,2a	8,9a	46,2b	19,76a
Arroz – NE	32,1a	9,5a	52,4a	17,60a
Sorgo - E	5,8a	20,3a	36,2a	10,90a
Sorgo – NE	8,3a	21,2a	26,2a	9,40a
Soja – E	22,5a	17,7a	25,9a	12,66a
Soja – NE	20,0a	18,3a	26,7a	11,23a
<u>Total C (g kg⁻¹)</u>				
Arroz –E	373,7a	381,1a	400,5a	446,2a
Arroz –NE	369,1a	371,7a	399,2a	444,0a
Sorgo –E	406,5a	414,6a	397,5a	455,3a
Sorgo –NE	403,3a	410,3a	412,0a	447,4a
Soja –E	404,7a	428,5a	458,3a	459,1b
Soja –NE	407,8a	417,8a	454,6a	465,2a
<u>Total N (g kg⁻¹)</u>				
Arroz -E	10,4a	5,5a	13,8a	8,7a
Arroz –NE	6,9b	5,3a	13,8a	10,8a
Sorgo -E	11,6a	4,9a	15,6a	10,9a
Sorgo –NE	11,5a	5,9a	17,5a	6,1a
Soja -E	22,6a	7,4a	34,6a	20,2a
Soja -N	17,9a	7,8a	32,1a	18,9a

Os valores são a média de 3 repetições. Números seguidos de letras minúsculas diferentes dentro de uma coluna representam diferenças significativas em $P < 0,05$, feito pelo Teste Tuckey, entre culturas enriquecidas e culturas não enriquecidas para cada componente da planta.

Tabela 2. Composição química da parte aérea e raízes das plantas enriquecidas (E) e não enriquecidas (NE) com ^{13}C em condições de casa de vegetação.

Cultura	FS (g kg⁻¹)	Cel (g kg⁻¹)	Hem (g kg⁻¹)	Lig (g kg⁻¹)
Parte aérea				
Arroz – E	282a	369a	311a	36a
Arroz – NE	272a	346a	336a	42a
Sorgo – E	265b	351a	336a	47a
Sorgo – NE	301a	326a	328a	42a
Soja – E	281b	431a	155a	14a
Soja – NE	343a	381a	169a	10b
Raízes				
Arroz – E	246a	394a	282a	66a
Arroz – NE	258a	356a	305a	56a
Sorgo – E	261a	351a	291b	74a
Sorgo – NE	244a	313a	359a	74a
Soja – E	277a	357a	205a	167a
Soja – NE	246a	346b	237a	157a

FS - fração solúvel; Cel - celulose; Hem - hemicelulose; Lig - lignina; E - enriquecidas; NE - não enriquecidas. As letras minúsculas diferentes dentro de cada coluna representam diferenças significativas entre culturas de um dado componente para a quantidade de ^{13}C ($P < 0,05$).

Tabela 3. Valores de delta ^{13}C (‰) nas partes das plantas enriquecidas (E) e não enriquecidas (NE) com ^{13}C em condições de casa de vegetação.

Culturas	Folhas	Talos	Grãos	Raízes
Enriquecidas				
Arroz	377,8aA	297,9aAB	219,1aB	366,8aA
Sorgo	414,1aAB	466,5aA	223,1aB	380,2aAB
Soja	453,7aA	389,4aAB	124,1aC	316,2aB
Não enriquecidas				
Arroz	-30,6cA	-29,8cA	-31,4dA	-24,1cA
Sorgo	-5,1bA	-4,7bA	-11,2bA	-9,6bA
Soja	-26,3cA	-26,7cA	-26,8cA	-24,8cA

Números seguidos por letras minúsculas representam diferenças dentro de cada colunas e letras maiúsculas representam as diferenças dentro de cada linha em $P < 0,05$, feito pelo Teste de Tuckey, entre culturas enriquecidas e não enriquecidas e entre as partes das plantas de cada cultura, respectivamente

Tabela 4. Recuperação e distribuição em diferentes partes das plantas de arroz, sorgo e soja após enriquecimento isotópico por pulsos repetidos de ^{13}C em condições de casa de vegetação.

Espécies	Recuperação do ^{13}C (% do ^{13}C adicionado)					
	Folhas	Talos	Grãos	Raízes	Solo	Total
Arroz	13,6a	3,4b	11,7a	10,2a	1,7b	40,7a
Sorgo	3,7b	11,6a	12,4a	7,1b	4,2a	39,9a
Soja	14,9a	10,7a	6,1b	6,7b	2,1b	40,5a
	Distribuição do ^{13}C (% do ^{13}C fixado)					
Arroz	33,6a	8,2b	28,8a	25,2a	4,2b	100,0a
Sorgo	9,4b	29,9a	31,7a	18,3b	10,7a	100,0a
Soja	36,8a	26,4a	14,9b	16,6b	5,2b	100,0a

As letras minúsculas diferentes dentro de cada coluna representam diferenças significativas entre culturas de um dado componente para a quantidade de ^{13}C , $P < 0,05$, determinado pelo Teste de Tuckey.

4 Artigo II

DINÂMICA DO CARBONO ^{13}C DE RAÍZES E RESÍDUOS DE PARTE AÉREA DE CULTURAS DE VERÃO EM DOIS SOLOS DE VÁRZEA

Autora: Mariana Ferneda Dossin
Orientador: Sandro José Giacomini

RESUMO

O manejo dos resíduos culturais e a qualidade química desses resíduos são considerados os principais fatores que controlam a dinâmica do C no solo. Contudo a estabilização do C oriundo dos resíduos culturais é dependente da textura do solo. O objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica do C durante a decomposição da parte aérea e de raízes de arroz, sorgo e soja em dois solos de várzea com textura distinta. O experimento de incubação foi conduzido por 180 dias, em condições de casa de vegetação com controle de umidade e temperatura, do Departamento de Solos da UFSM. Foram utilizados resíduos de parte aérea e raízes de arroz (*Oryza sativa* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* L.) e soja (*Glycine max* L.) previamente marcados isotopicamente com ^{13}C , e dois solos de várzea, um Planossolo Hidromórfico Eutrófico gleissólico e um Planossolo Hidromórfico Eutrófico arênico. O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado com três repetições e 18 tratamentos, os quais foram compostos por uma combinação de palha enriquecida com ^{13}C e com raízes também enriquecidas com ^{13}C ou com raízes não enriquecidas (condição natural). Foram realizadas três datas de coleta aos 30, 90 e 180 dias nas quais foram avaliadas as quantidades de ^{13}C remanescente nos resíduos e no solo, e o C novo no solo. O manejo dos resíduos de arroz afetou a decomposição e a adição de C novo no solo. Houve influência da qualidade dos resíduos sobre o processo de decomposição. Não houve diferença na decomposição das raízes das três culturas estudadas. O tipo de solo não afetou a decomposição da palha e raízes de soja, sorgo e arroz. A quantidade de C novo foi influenciada pelo tipo de resíduo e pelo solo. As raízes adicionam maior quantidade de C ao solo em relação à parte aérea.

Palavras chave: C novo no solo, decomposição, resíduos marcados com ^{13}C .

4.1 INTRODUÇÃO

O cultivo do arroz (*Oriza sativa*) em várzeas do Rio Grande do Sul (RS) é caracterizado pelo monocultivo desta cultura. Nessas áreas, após a colheita do arroz, os resíduos culturais são manejados principalmente de duas formas, uma consiste na incorporação dos resíduos logo após a colheita, e a outra em manter os resíduos sobre o solo até próximo a sementeira, quando o solo é preparado novamente. Recentemente culturas como a soja (*Glycine max*) e o sorgo (*Sorghum bicolor*) surgiram como opção em áreas de várzea, sendo usadas em rotação ou sucessão com o arroz irrigado e manejadas em cultivo mínimo (PARFITT, 2002) com o objetivo de melhorias para o solo devido a rotação de culturas favorecer a ciclagem de nutrientes. Porém, existem poucos estudos em áreas de várzea que avaliem tanto o efeito do manejo dado aos resíduos do arroz após a colheita como a entrada de novas culturas sobre a dinâmica de decomposição dos resíduos culturais e do C no solo (WATANABE et al., 1993).

A decomposição dos resíduos e a estabilização do C no solo é um processo muito variável e dependente da composição química dos resíduos, das características físicas e químicas do solo e da localização dos resíduos no início da decomposição (na superfície do solo ou incorporado) (TRINSOUTROT et al., 2000). Um dos principais fatores de manejo que influenciam no conteúdo de MOS é o preparo do solo (LANGDALE et al., 1992; BAYER; MIELNICZUK, 1997a, b). Os resíduos vegetais que são mantidos em superfície resultam em menores taxas de decomposição quando comparados aos resíduos que são incorporados, onde a decomposição é promovida devido às alterações nas condições microclimáticas do solo, principalmente relacionadas ao contato (PARTON et al., 1996). Portanto, a taxa de decomposição dos resíduos culturais e o destino final do C ainda não foram totalmente esclarecidos, devido à interação das características dos resíduos com as características dos solos (JOHNSON et al., 2007; OADES, 1988, FIERER et al., 2003).

Os resíduos culturais são compostos basicamente dos mesmos componentes, porém em diferentes proporções (HADAS et al., 2004). De acordo com as proporções de componentes químicos encontrados os resíduos são classificados em resíduos de alta qualidade e resíduos de baixa qualidade. Resíduos com alta quantidade de lignina e polifenóis tendem a apresentar grande resistência a

decomposição ao longo do tempo quando comparados com resíduos com altas quantidades de fração solúvel (TIAN et al., 1993). 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 et al., 2010). Logo, a decomposição e estabilização do C no solo dependem da recalcitrância química dos resíduos vegetais.

Outro aspecto pouco avaliado é a dinâmica de decomposição de raízes no solo quando comparados aos estudos de resíduos vegetais provenientes de parte aérea (REDIN, 2014a). Isso pode ser explicada devido à necessidade da utilização de metodologia trabalhosa e demorada para a coleta das raízes (AMOS; WALTERS 2006). As raízes desempenham um papel importante na preservação e aumento da MOS do solo sendo que o acúmulo de C orgânico proveniente de raízes representa a principal forma de adição de C em subsuperfície do solo (GREGORY et al., 2006; TORMENA et al., 2004). Nesse sentido, o presente estudo teve por objetivo de avaliar a dinâmica do C durante a decomposição de resíduos culturais (palha e raízes) de arroz, soja e sorgo em dois solos de várzea do RS.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento de incubação foi conduzido por 180 dias, com dois tipos de solos e três resíduos culturais (parte aérea e raízes), em condições de casa de vegetação no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria - UFSM.

4.2.1 Solos

Os solos utilizados no experimento foram coletados na camada de 0-20 cm de duas áreas distintas, ambas cultivadas com arroz irrigado. No momento da coleta, as duas áreas estavam em pousio e os resíduos culturais presentes na superfície do solo foram removidos. O primeiro solo, classificado como Planossolo Hidromórfico Eutrófico gleissólico (EMBRAPA, 2013), foi coletado na área experimental do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Já o

segundo solo, classificado como Planossolo Hidromórfico Eutrófico arênico (EMBRAPA, 2013), foi coletado em uma propriedade rural localizada no interior do município de Faxinal do Soturno - RS.

Após a coleta, os solos foram peneirados (4 mm Ø), homogeneizados, e os resíduos culturais remanescentes foram removidos. Em seguida, os solos foram subamostrados e secos ao ar por sete dias. Após, os solos foram novamente peneirados (2 mm Ø) e armazenados em sacos escuros até o momento da instalação do experimento. Os solos foram submetidos a análises físicas e químicas cujos resultados estão apresentados na Tabela 2.

4.2.2 Resíduos culturais

Os resíduos culturais da parte aérea (talos e folhas) e de raízes utilizados foram oriundos de plantas de arroz (*Oryza sativa* L.), sorgo (*Sorghum bicolor* L.) e soja (*Glycine Max* L.) enriquecidas com ^{13}C . O enriquecimento foi realizado em casa de vegetação através da aplicação de pulsos semanais de $^{13}\text{CO}_2$ durante o período entre a emergência e a maturação fisiológica das plantas, conforme descrito no Artigo 1 desta dissertação. Além das plantas enriquecidas, também foram cultivadas as mesmas espécies sem o uso de ^{13}C (condição natural).

A coleta da parte aérea e das raízes das plantas de arroz, sorgo e soja ocorreu na maturação fisiológica das culturas. Após a coleta, todas as plantas foram separadas em folhas, talos/colmos, grãos e raízes e em seguida, secas em estufa com ar forçado a 45°C até peso constante. Uma subamostra foi seca em estufa a 65°C para determinação da matéria seca (MS). Após a pesagem, o material vegetal foi finamente moído para a análise dos teores de C, N e $\delta^{13}\text{C}$. O N total foi analisado em autoanalisador elementar (FlashEA 1112, Thermo Finnigan, Milan, Italy). O C total e a abundância isotópica de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) foram analisados em autoanalisador 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 fração solúvel (FS), hemicelulose (HEM), celulose (CEL) e lignina (LIG)

usando o método adaptado de Van Soest (1963) conforme Redin et al. (2014b). Na Tabela 1 estão apresentadas as características químicas iniciais dos resíduos.

4.2.3 Incubação

O experimento consistiu de uma incubação conduzida em casa de vegetação no delineamento inteiramente casualizado, com três repetições e 18 tratamentos, sendo: **T1**- Solo Planossolo Arênico (SPLA); **T2**- Solo Planossolo Gleissólico (SPLG); **T3**- SPLA + palha arroz ^{13}C (PA13C) incorporada (INC) + Raízes ^{13}C (R13C); **T4**- SPLA + PA13C INC + Raízes ^{12}C (R12C); **T5**- SPLA + PA13C superfície (SUP) + R13C; **T6**- SPLA + PA13C SUP + R12C; **T7**- SPLG + PA13C INC + R13C; **T8**- SPLG PA13C INC + R12C; **T9**- SPLG + PA13C SUP + R13C; **T10**- SPLG PA13C SUP + R12C; **T11**- SPLA + palha sorgo ^{13}C (PS13C) SUP + R13C; **T12**- SPLA + PS13C SUP + R12C; **T13**- SPLG + PS13C SUP + R13C; **T14**- SPLG + PS13C SUP + R13C; **T15**- SPLA + palha soja ^{13}C (PS13C) SUP + R13C; **T16**- SPLA + PS13C SUP + R12C; **T17**- SPLG + PS13C SUP + R13C; **T18**- SPLG + PS13C SUP + R12C.

Os tratamentos com resíduos culturais foram compostos por uma combinação de palha enriquecida com ^{13}C e com raízes também enriquecidas com ^{13}C ou com raízes não enriquecidas (condição natural) (Figura 1). Nos tratamentos com palha ^{13}C + raízes ^{12}C foi quantificado as transformações do ^{13}C da palha. A transformação do ^{13}C das raízes foi determinada no tratamento palha ^{13}C + raízes ^{13}C subtraindo deste tratamento as transformações do ^{13}C da palha.

As unidades experimentais de cada tratamento foram montadas em tubos de PVC com 50 mm de diâmetro e 14 cm de altura (Figura 2). A parte inferior de cada tubo foi fechada com tecido tipo voil, para evitar a perda de solo e permitir a drenagem da água durante a incubação. Em cada cilindro foram colocados 235,6 g de solo seco de cada solo, que após levemente compactado permaneceu com uma altura média de 10,4 cm resultando em uma densidade média de $1,15 \text{ g cm}^{-3}$. O procedimento adotado na montagem das unidades experimentais foi o seguinte. Primeiro, o solo era colocado em uma barquete onde recebia apenas os resíduos das raízes nos tratamentos com a palha em superfície e as raízes e a palha de arroz nos tratamentos com incorporação. Após, o solo e os resíduos foram misturados manualmente com auxílio de espátula. Em seguida a mistura de solo e resíduos foi

colocada nos PVCs e foi levemente compactada. Os PVCs de cada tratamento foram colocados sobre uma camada de 2,5 cm do mesmo solo presente em bandejas. Logo após, foi realizado o umedecimento do solo através da adição de 70 e 50 mL de água nas unidades experimentais com o SPLA e SPLG, respectivamente. A quantidade de água adicionada foi definida a fim de garantir todo o umedecimento da coluna de solo dentro dos PVCs. O excesso de água percolou através da tela de voil e atingiu o solo sob os PVCs. A presença do solo abaixo dos PVCs tinha por objetivo de manter o fluxo de água do solo do interior do PVC para o exterior impedindo a saturação do solo na parte inferior interna do PVC. Nos PVCs dos tratamentos com os resíduos em superfície a palha (talo + folha) foi adicionado na superfície do solo após o umedecimento do solo. Os resíduos adicionados na superfície foram previamente umedecidos pela adição de água destilada. A quantidade de resíduos utilizada em todos os tratamentos foi equivalente a 7 Mg ha⁻¹ palha (talos + folhas) e a 2 Mg ha⁻¹ raízes. A proporção de talos e folhas utilizada em cada tratamento foi aquela quantificada no momento da coleta das plantas, sendo de 79% e 21% no arroz, 23% e 77% no sorgo e 58% e 42% na soja, respectivamente.

A umidade do solo durante a incubação foi variável, sendo o solo dos PVCs irrigado em intervalos de aproximadamente duas semanas. Em cada irrigação foram adicionados 50 mL de H₂O destilada, de forma lenta, simulando uma precipitação de 25 mm. Foram realizadas dez irrigações durante o período do experimento. Ao final de cada irrigação parte da água aplicada na parte superior do solo nos PVCs atingia o solo sob os PVCs acondicionados nas bandejas. A quantidade de água que percolou em cada irrigação não foi medida.

4.2.4 Avaliações

4.2.4.1 ¹³C remanescente nos resíduos culturais

As avaliações da quantidade de C e ¹³C remanescentes nos resíduos foram realizadas aos 30, 90 e 180 dias, após a instalação do experimento. Em cada data de avaliação foram removidas as raízes, os resíduos da superfície do solo e a palha de arroz incorporada ao solo. Os resíduos foram secos em estufa a 65°C e pesados para determinar a quantidade de matéria seca remanescente. Após os resíduos foram moídos em moinho de bolas, para a determinação 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.

4.2.4.2 ^{13}C no solo

A quantidade de ^{13}C no solo proveniente dos resíduos foi medida nas mesmas datas das avaliações do ^{13}C remanescente nos resíduos. Em cada data de avaliação, após a retirada de todos os resíduos, o solo de cada PVC foi homogeneizado, seco ao ar e moído em moinho de bolas. A determinação do teor de C total e a abundância isotópica de ^{13}C ($\delta^{13}\text{C}$) no solo foi realizada conforme descrito para os resíduos remanescentes.

4.2.4.3 Temperatura e umidade do solo

A temperatura do solo dos cilindros foi medida através de sensores construídos com fios termopares do tipo T – cobre - constantan, soldados com estanho e envoltos por resina epóxi para evitar sua oxidação. Foram instalados 20 sensores (dois para cada tratamento) de medição de temperatura, os quais foram conectados ao Multiplexer AM 16/32 ligado ao registrador de dados (Modelo: CS 1000, Campbell Equipment Inc., EUA) e coletavam dados a cada dez minutos. A partir dos dados coletados, foram calculadas as médias diárias apresentadas no Anexo 3. O controle da umidade foi realizado por pesagens de 30 cilindros, as quais eram realizadas duas vezes por semana e determinavam o momento da irrigação.

4.2.4.4 Cálculos

4.2.4.4.1 Estimativa das transformações do ^{13}C

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

$$^{13}\text{C}_{\text{excesso}} (\text{atom}\%) = ^{13}\text{C}_{\text{Amostra}} (\text{atom}\%) - ^{13}\text{C}_{\text{abundância natural}} (\text{atom}\%) \quad (1)$$

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

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

$$^{13}\text{C}_{\text{ad}} = C_{\text{ad}} \times (e^{13}\text{C}_{\text{rc}} - e^{13}\text{C}_s) \quad (2)$$

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

4.2.4.4.2 ^{13}C remanescente na palha e no solo

O cálculo da quantidade de ^{13}C remanescente nos resíduos e no solo foi realizado aos 30, 90 e 180 dias após a instalação do experimento. Para o cálculo do C remanescente nos resíduos utilizou-se as seguintes equações:

$$^{13}\text{C}_{\text{rem}} = QMS_{\text{rc}} \times \% C \times e^{13}\text{C}_{\text{rc}} \quad (3)$$

$$^{13}\text{C}_{\text{rem}} \% = \left(\frac{^{13}\text{C}_{\text{rem}}}{^{13}\text{C}_{\text{ad}}} \right) \times 100 \quad (4)$$

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

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

$$^{13}\text{C}_{\text{solo}} = QC_s \times (e^{13}\text{C}_{\text{src}} - e^{13}\text{C}_s) \quad (5)$$

$$^{13}\text{C}_{\text{solo}}\% = \left(\frac{^{13}\text{C}_{\text{solo}}}{^{13}\text{C}_{\text{ad}}} \right) \times 100 \quad (6)$$

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 $e^{13}\text{C}_s$ o excesso isotópico em ^{13}C do solo nos tratamentos com resíduos e naqueles com somente solo, respectivamente.

4.2.4.5 *Análise estatística*

Os resultados de MS remanescente, C remanescente de raízes e parte aérea de todas as culturas, ^{13}C remanescente e ^{13}C no solo, foram submetidos à análise de variância, sendo avaliada a interação entre o manejo adotado (M) e o tipo de solo (S) (Tabela 4). As médias dos tratamentos foram comparadas utilizando-se o teste de Tukey a 5%. Todos os dados foram analisados usando o programa estatístico SISVAR (FERREIRA, 2011).

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Influência do manejo dos resíduos culturais de arroz e do tipo de solo sobre a decomposição.

A dinâmica de decomposição da palha nos dois solos e independente do tipo de manejo apresentou um padrão clássico, com as maiores taxas na fase inicial até os primeiros 30 dias e com taxas mais lentas após esse período até o final do experimento. Esse comportamento também foi observado em diversos estudos em para resíduos culturais incorporados e, ou, mantidos na superfície do solo e em condições de laboratório (QUEMADA; CABRERA, 1995; BERTRAND et al., 2006; THIPPAYARUGS et al., 2008) ou de campo (AITA; GIACOMINI, 2003).

A quantidade de ^{13}C remanescente na palha do arroz, em nenhuma das datas avaliadas, foi influenciada pelo tipo de solo, sendo afetada apenas pelo manejo adotado (Tabela 3; Figura 3a, b). Nos primeiros 30 dias, a quantidade de ^{13}C remanescente na palha do arroz incorporada foi de aproximadamente 50%, inferior ao observado para a palha em superfície que apresentava 70% do C. Aos 90 dias a

decomposição ocorreu de forma semelhante, e os valores mais elevados de ^{13}C remanescente foram também observados nos tratamentos com a palha em superfície. Aos 180 dias, fase final da incubação, os resíduos que permaneceram em superfície apresentaram porcentagens superiores de ^{13}C remanescente (48%), sendo menos decompostos que os resíduos que foram incorporados ao solo, os quais apresentaram apenas 20% do ^{13}C adicionado. Esses valores indicam que na média dos dois solos, a permanência da palha na superfície resultou em uma quantidade de C 2,4 vezes superior àquela medida para os resíduos incorporados ao solo. Esses resultados estão de acordo com Coppens (2006) e Bayer e Mielniczuk (1997a) que ao incorporar os resíduos ao solo verificaram uma menor decomposição para os resíduos deixados na superfície do solo. A incorporação da palha ao solo aumenta a área de contato com o solo e com isso facilita o acesso da população microbiana ao C da palha resultando que a decomposição ocorra em taxas elevadas (LUPWAYI et al., 2004; GIACOMINI et al., 2007). Além do maior contato, os resíduos incorporados podem ser decompostos facilmente pela maior disponibilidade de água e nutrientes devido a mais fácil difusão até os sítios de decomposição.

Nas duas avaliações realizadas durante o experimento para avaliar a quantidade de ^{13}C remanescente nas raízes houve interação entre manejo da palha e solos sobre a decomposição das raízes. Enquanto no solo SPLG, nas duas avaliações realizadas, a quantidade de ^{13}C remanescente nas raízes foi superior com a incorporação da palha do que com a palha em superfície, no solo SPLA isso ocorreu apenas na avaliação realizada aos 180 dias. Aos 90 dias a quantidade de ^{13}C remanescente nas raízes no solo SPLA não diferiu entre os tratamentos com palha incorporada e palha em superfície, sendo os valores encontrados de 34 e 32%, respectivamente. Assim, nos primeiros 90 dias, a decomposição ocorreu em taxas altíssimas, resultando em redução de 75% de ^{13}C remanescente das raízes no manejo onde a palha foi mantida em superfície e 60% no manejo onde a palha foi incorporada com as raízes.

A primeira fase da decomposição das raízes se caracteriza pela rápida perda de massa, controlada pela fração inorgânica e o C solúvel, enquanto que a segunda apresenta lenta perda de massa a qual é governada pela concentração de lignina e outros compostos recalcitrantes (MCCLAUGHERTY et al., 1984) (Tabela 3; Figura 3c, d). É importante salientar que em relação as incubações onde as raízes e

resíduos de parte aérea são incorporados ao solo, as raízes que são mantidas intactas apresentam decomposição extremamente baixa (LU et al., 2003). No presente estudo, as raízes foram picadas em pedaços pequenos para serem proporcionais à quantidade de solo avaliado, dessa forma o acesso dos microrganismos do solo ao substrato é facilitado pelo aumento da área superficial e pela redução na proteção dos compostos ricos em C (SWIFT et al., 1979). Assim, as taxas de decomposição apresentadas nesse estudo podem contrastar com as taxas encontradas em estudos de campo, onde as raízes são mantidas intactas.

O efeito do solo sobre a quantidade de ^{13}C remanescente nos resíduos variou em função da modalidade de manejo dos resíduos do arroz. Com a palha em superfície, uma quantidade superior de ^{13}C remanescente nas raízes aos 90 dias foi observada no solo SPLA do que no solo SPLG (32 vs 16%) e aos 180 dias não houve diferença entre os dois solos (34 vs 45%). Já com a incorporação da palha não houve diferença entre os solos (18 vs 13%) aos 90 dias e maior quantidade de ^{13}C remanescente nas raízes foi encontrada no solo SPLG do que no solo SPLA (41 vs 28%) aos 180 dias.

A decomposição mais lenta das raízes com a palha incorporada do que com a palha em superfície aos 180 dias (28 vs 18%) no solo SPLA e aos 90 (45 vs 16%) e 180 (41 vs 13%) dias no solo SPLA pode estar relacionado a dois fatores principais. O primeiro pode estar relacionado a uma possível redução na disponibilidade de N no solo (dados não apresentados) provocada pelo aumento da imobilização de N devido a incorporação das 7 Mg ha⁻¹ de palha ao solo juntamente com as raízes. Aos 90 dias a quantidade de N mineral no solo SPLG onde a palha foi incorporada com as raízes foi de 4,6 mg kg⁻¹, aproximadamente 50% da quantidade de N mineral no mesmo solo com a palha em superfície (8,5 mg kg⁻¹). Já aos 180 dias nesse mesmo solo e tratamentos a quantidade de N mineral foi de 3,6 e 5,6 mg kg⁻¹, respectivamente. O principal fator que regula as taxas de mineralização e imobilização do N no solo é a relação C/N do resíduo (MOREIRA; SIQUEIRA, 2006). No presente estudo a relação C/N das raízes foi de 51,2 e da palha foi de 41,3 (Tabela 2). Esses valores indicam que os dois resíduos possuem potencial para provocar imobilização de N já que apresentam teores de N baixos. Com a incorporação da palha juntamente com as raízes aumentou também a disponibilidade de C o que gerou um aumento na demanda de N pela população microbiana do solo. A baixa disponibilidade de N no solo do tratamento com a palha

incorporada com as raízes indica que a decomposição desses materiais deve ter sido limitada pela falta de N. Segundo Recous et al. (1995) quando a disponibilidade de N no solo é baixa e insuficiente para atender a demanda da população microbiana, a decomposição de resíduos culturais diminui. Esse aumento na imobilização mostrou ser mais intenso nos solos SPLG, corroborando com os dados de ^{13}C remanescente da palha sob manejo incorporado nesse mesmo período (Figura 2 d), onde a decomposição foi menos intensa nesse solo do que no solo SPLA.

O segundo fator relacionado à menor decomposição das raízes quando a palha foi incorporada ao solo deve ser a menor quantidade e flutuação na disponibilidade de água no solo desses tratamentos comparado aos tratamentos com a palha em superfície. Essa condição de menor quantidade de água no solo com palha incorporada parece ser mais evidente na segunda metade de condução do experimento (Anexo 1), período em que ocorre uma elevação das temperaturas do solo influenciadas pelo aumento da temperatura do ar devido o fim do inverno (Anexo 3). A maior retenção de água onde os resíduos culturais foram mantidos em superfície foi verificada por outros autores, os quais avaliaram efeitos de diferentes tipos de manejo com a capacidade de retenção de água no solo, como Derpschet al. (1991); Tavares Filho e Tessier (1998) e De Maria et al. (1999), e refletia, além de maior capacidade de infiltração e retenção da água no solo pela menor evaporação graças à presença de restos vegetais na superfície do solo como no sistema plantio direto. A condição estável de umidade pode favorecer a atividade microbiana e com isso contribuir para uma elevada decomposição dos resíduos incorporados. Além disso, é importante compreender a capacidade dos resíduos na retenção de água, pois as trocas de água entre o solo e a atmosfera são constantes. Estas trocas têm influência direta na quantidade de água que permanece no solo e na cinética da decomposição dos resíduos (COPPENS et al., 2007).

4.3.2 Influência do manejo dos resíduos culturais de arroz e do tipo de solo sobre a retenção de carbono no solo

Os resultados de ^{13}C no solo indicam que houve interação entre manejo da palha e solo apenas na avaliação realizada aos 30 dias. Aos 90 e 180 dias houve apenas efeito do manejo, indicando que o tipo de solo não influenciou a quantidade

de ^{13}C da palha recuperada no solo. A quantidade média de ^{13}C nos solos proveniente da palha foi de 4,8 e 4,3% aos 30 dias no solo SPLA e solo SPLG, respectivamente, foram de 7,9 e 7,9% aos 90 dias e aos 180 dias foi de 9,8 e 11,9%. Esses valores de porcentagem de ^{13}C representam 12,7 e 11,5 m^{-2} de C novo aos 30 dias, 20,8 e 20,8 g m^{-2} de C novo aos 90 dias e de 25,9 e 31,6 g m^{-2} de C novo aos 180 dias. Esses resultados estão contrários a nossa hipótese de que solos com maior teor de argila + silte apresentam maior potencial de estabilizar C no solo. No presente estudo o solo SPLG possui 1,8 vezes mais argila + silte do que o solo SPLA (460 vs 254 g kg^{-1}). Contudo, estudos realizados por Castellano et al. (2015) apontam que os solos podem estar saturados em C, e dessa forma apresentam baixo potencial de estabilização de C novo. Assim, a qualidade dos resíduos depositados ao solo só irá afetar o acúmulo de C quando existir um déficit de saturação.

A quantidade média de ^{13}C nos solos proveniente da palha aos 30 dias foi de 8,8 e 0,4%, respectivamente, com a palha incorporada e em superfície, aos 90 dias foi de 13,3 e 2,4% e aos 180 dias foi de 17,5 e 4,2%. Esses valores de porcentagem de ^{13}C representam 23,1 e 1,0 m^{-2} de C novo aos 30 dias, 35,2 e 6,4 g m^{-2} de C novo aos 90 dias e de 46,3 e 11,2 g m^{-2} de C novo aos 180 dias. O ataque dos microrganismos pode ter sido favorecido pelo efeito do contato entre o resíduo e o solo, resultando em uma rápida decomposição e crescimento microbiano e seus subprodutos, os quais são os maiores contribuintes para a formação da MOS (KNICKER, 2011). Altas taxas de decomposição estão relacionadas, contudo, a altas taxas de mineralização, refletindo em taxas superiores de emissão de CO_2 ao meio (BRUCE et al., 1999; SIX et al., 1999). Nesse contexto, cabe lembrar que o solo se comporta como um sistema aberto trocando matéria e energia com o meio, sendo que a entrada (por meio dos resíduos culturais) e a saída de C orgânico (CO_2) no solo dependem das condições nutricionais, umidade e manejo adotado (SÁ, 2011).

O rápido aporte de C novo ao solo derivado dos resíduos incorporados ao solo, somado à ausência de cobertura, pode resultar na baixa estabilização e rápido retorno desse carbono à atmosfera via respiração microbiana, reduzindo seus estoques no solo (PEREIRA et al., 2013). Nesta fase inicial o Planossolo Gleissólico apresentou taxa superior de adição de C ao solo no manejo onde os resíduos foram mantidos na superfície (1,9 g m^{-2}) em comparação ao Planossolo Arênico no mesmo manejo (0,23 g m^{-2}), representando uma adição de 0,7% e 0,1% de ^{13}C da palha ao

solo. Esse resultado não pode ser observado de forma isolada, visto que durante o período de avaliação, as quantidades de C novo verificadas nos manejos onde a palha foi incorporada ao solo foram muito superiores.

Dentre os atributos biológicos sensíveis às alterações nos sistemas de manejo do solo e culturas, destaca-se a biomassa microbiana, que representa a parte viva da MO e contém, em média, de 2 a 5 % do C (SMITH; PAUL, 1990). O C da biomassa microbiana, por ser o destino inicial do C em transformação no solo, apresenta rápida ciclagem, e responde intensamente a flutuações de umidade e temperatura e ao manejo dos resíduos, e pode ser uma fonte potencial do CO₂ que retorna rapidamente a atmosfera (SINGH; SIDHU, 2014). Neste sentido, os sistemas em que os resíduos são mantidos em superfície apresentam vantagens relacionadas à melhoria na qualidade do solo, já que resultam em menores taxas de decomposição e uma lenta adição de C ao solo (BAYER; MIELNICZUK, 2008).

A percentagem de ¹³C recuperado no solo e a quantidade de ¹³C novo no solo proveniente das raízes foram influenciadas pelo manejo da palha e pelos tipos de solos apenas nas avaliações realizadas aos 30 e 90 dias (Figura 4c, b; Figura 5c, b). Aos 30 dias, houve interação entre o manejo e o tipo de solo para o ¹³C novo. No solo SPLA a maior quantidade de ¹³C das raízes foi encontrada na modalidade com a palha em superfície do que com a palha incorporada (11,4 vs 2,9 g m⁻²) e no solo SPLG não houve diferença entre as modalidades de manejo da palha (11,2 vs 12,8 g m⁻²). Considerando a modalidade de manejo não houve diferença entre solos para a palha mantida na superfície do solo (11,4 vs 11,2 g m⁻²) e foi maior no solo SPLG do que no solo SPLA quando a palha foi incorporada (12,8 vs 2,9 g m⁻²).

Aos 90 dias também houve interação entre manejos e tipo de solo. No entanto os efeitos foram distintos dos observados aos 30 dias. Nos solos SPLA a maior quantidade de ¹³C das raízes foi encontrada na modalidade com a palha incorporada e no solo SPLG com a palha mantida na superfície. Em relação ao efeito dos manejos, maior quantidade de ¹³C com a palha em superfície foi observado no solo SPLG e com a palha incorporada no solo SPLA. Já aos 180 dias, final do período avaliado, não houve diferenças significativas para nenhuma das variáveis analisadas. A percentagem do ¹³C das raízes encontrada no solo considerando a média dos dois manejos foi de 8,3% (5,6 g m⁻² de C novo) no solo SPLA e de 13,2% (8,9 g m⁻²) no solo SPLG. Na média dos dois solos os valores de ¹³C recuperados foram de 12,6% (8,4 g m⁻²) para a palha em superfície e de 8,9%

(6,0 g m⁻²) para a palha incorporada. O C novo no solo encontrado ao final da incubação foi em média 8,45 g m² no tratamento onde os resíduos de parte aérea e raízes foram manejados incorporados ao solo e 5,98 g m² no tratamento onde a parte aérea permaneceu em superfície.

A avaliação da contribuição das raízes sobre o acúmulo de C no solo é importante, porque o C radicular normalmente apresenta lentas taxas de decomposição devido a sua composição química ser mais rica em compostos recalcitrantes, como a lignina (BALESDENT; BALABANE, 1996), além de ficar mais protegido da atividade microbiológica pela capacidade das raízes de penetrar nos microagregados do solo (CALEGARI, 2006). Dessa forma, o C derivado das raízes permanece por mais tempo no solo contribuindo para a manutenção dos estoques de C e para a conservação das propriedades físico-químicas dos solos (BALESDENT; BALABANE, 1996). Contudo o tipo de manejo adotado é um dos fatores que mais influência na retenção de C no solo (ANGERS et al, 1995; GALE; CAMBARDELLA, 2000; KISSELLE et al, 2001).

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

A dinâmica de decomposição é normalmente caracterizada por apresentar duas fases diferentes. A primeira mais rápida e intensa, seguida de uma fase mais lenta (ANGERS; RECOUS, 1997; COPPENS, 2006). Ao longo do período de avaliação dos resíduos de parte aérea, essas duas fases ocorreram independente da cultura e do tipo de solo, a fase mais rápida aos 30 dias, e a fase mais lenta, ao final do período de avaliações (180 dias) (Tabela 4; Figura 6a, b). Essas duas fases são observadas, pois na fase inicial da decomposição (30 dias), são mineralizados os compostos carbonados mais lábeis, presentes na fração solúvel em água, como os açúcares (REDIN et al., 2010; COTRUFO, et al., 2013). Após a exaustão dessa fração, ocorre a mineralização gradativa em taxas mais constantes, pois os compostos são mais resistentes ao ataque microbiano, como por exemplo, os compostos lignocelulolíticos (AITA; GIACOMINI, 2003, ABIVEN et al., 2005).

A análise estatística dos resultados da quantidade de ¹³C remanescente na palha das três culturas indicou que em nenhuma das datas avaliadas (30, 90 e 180 dias) houve interação entre tipo de resíduos culturais e solos, ocorrendo efeito

apenas do tipo de resíduos sobre a decomposição (Tabela 4; Figura 3a, b). O tipo de solo não exerceu influência, pois os resíduos apresentaram o mesmo comportamento tanto no SPLA como no SPLG. Aos 30 dias, as menores quantidades de ^{13}C remanescentes foram encontradas nos resíduos de soja (35%) a qual diferiu do sorgo e do arroz, que apresentaram valores de ^{13}C remanescentes de 29 e 21%, respectivamente. Os menores valores de ^{13}C remanescente na soja podem estar relacionados à composição química do resíduo, a qual apresentou elevado teor de N (menor C/N) (Tabela 2). Resíduos com baixa relação C/N decompõe mais rapidamente no solo em relação aos resíduos onde essa relação é alta (ISAAC et al., 2000, HADAS et al., 2004), sendo assim, pode-se inferir que até os 30 dias, a fração solúvel dos resíduos de soja, sofreram a maior degradação, o que resultou em grandes perdas de C em comparação aos resíduos de sorgo e de arroz. Apesar dos resíduos de soja apresentar os maiores teores de lignina quando comparados aos resíduos de sorgo e de arroz, esse fator não interferiu nos estágios iniciais da decomposição, resultado também encontrado por Redin et al., (2014b) e Schmatz (2015).

Aos 180 dias, final do período de incubação, a soja apresentou os maiores valores de decomposição (60%), seguida do arroz (52%) e do sorgo (43%), sendo que os três diferiram estatisticamente nessa ordem. Menores quantidades de fração solúvel, somada a relações C/N mais elevadas, como no caso dos resíduos de sorgo, resultam em menores perdas de C, ou seja, valores elevados de ^{13}C remanescente são encontrados após o período de decomposição. A proporção folha-talo das plantas pode ter controlado indiretamente a liberação do C e do N dos resíduos culturais, resultados também encontrados por Weiler (2012). Nos resíduos de sorgo, os quais apresentaram as menores taxas de decomposição, os talos representam grande parte dos resíduos da parte aérea da cultura. Ou seja, as diferenças observadas nos padrões de decomposição estão relacionadas às frações lábeis e recalcitrantes que compõe os resíduos culturais (HUNT, 1977). O mesmo foi observado por Vanlauwe et al. (1997), onde os resíduos com alta concentração de lignina ou elevada relação C/N diminuíram as taxas de liberação do N, reduzindo as taxas de decomposição. Sabe-se que de maneira geral, as folhas são a porção mais facilmente decomponível, apresentando taxas elevadas de decomposição quando comparadas aos talos, em função do maior teor de N e menor concentração de lignina (QUEMADA; CABRERA, 1995).

A decomposição das raízes das três culturas não foi afetada pelo tipo de resíduo e solo em nenhuma das datas de avaliação. Não ocorreram diferenças significativas entre os três tipos de raízes e o comportamento da decomposição foi semelhante nos dois solos analisados. Aos 90 dias, a quantidade de ^{13}C remanescente nas raízes reduziu na seguinte ordem, sorgo (28%) > soja (25%) > arroz (24%) (Tabela 4; Figura 6c, d). Já aos 180 dias as quantidades de ^{13}C remanescente para o arroz, soja e sorgo foram de 25%, 21% e 19%, respectivamente. Considerando que as raízes de soja apresentaram um maior teor de N (C/N = 22) do que as demais espécies se esperava maior decomposição das raízes da leguminosa do que das gramíneas. Esse resultado pode estar relacionado às diferenças morfológicas entre as raízes da leguminosa e as das gramíneas.

Embora no presente estudo, todas as raízes tenham sido picadas em pedaços de aproximadamente 1 cm, o maior diâmetro das raízes da leguminosa devem ter diminuído a área de contato entre o solo e as raízes. Com isso diminui a área de ação dos microrganismos do solo sobre a degradação das raízes. Desta forma mesmo as raízes de soja apresentando teor elevado de N do que as raízes das gramíneas, o menor contato das raízes da leguminosa com o solo deve ter contrabalanceado o efeito positivo do N sobre a decomposição. Outro fator que pode ter contribuído para esse resultado deve-se ser o elevado teor de lignina das raízes da leguminosa comparado ao das raízes das gramíneas, embora Redin et al. (2014a) ao medir a decomposição de 20 tipos de raízes não verificou efeito da lignina sobre a mineralização do C das raízes.

4.3.4 Influência da qualidade de resíduo e do tipo de solo sobre a retenção de Carbono no solo

A quantidade de ^{13}C no solo derivado dos resíduos da palha do arroz, sorgo e soja aumentaram com o avanço do tempo de incubação (Figura 7a, b; Figura 8a, b). Para o ^{13}C no solo (% do ^{13}C adicionado) houve interação entre tipo de resíduos e solo apenas na avaliação realizada aos 90 dias e para o ^{13}C novo no solo (g m^{-2}) ocorreu interação entre esses fatores aos 30 e 180 dias (Tabela 4). É importante destacar que o tipo de resíduo e o solo não afetaram a quantidade de ^{13}C no solo apenas na avaliação dos 30 e 90 dias, respectivamente. Considerando a avaliação realizada aos 180 dias, a qual representa a quantidade de ^{13}C no solo ao final da

incubação, observa-se que a maior quantidade de ^{13}C novo no solo foi encontrada com a palha de soja ($13,9 \text{ g m}^{-2}$) e do arroz ($11,1 \text{ g m}^{-2}$) seguidos pela palha do sorgo ($6,3 \text{ g m}^{-2}$). Considerando o tipo de solo, maiores quantidades de C novo foram encontradas no solo PLAG do que no solo SPLA ($11,7 \text{ g m}^{-2}$ vs $9,2 \text{ g m}^{-2}$).

A quantidade de ^{13}C no solo proveniente das raízes também foi dependente do tipo de resíduo e do tipo de solo. Aos 30 a quantidade de ^{13}C novo no solo foi maior com as raízes de soja ($28,5 \text{ g m}^{-2}$) do que com as raízes do sorgo ($15,0 \text{ g m}^{-2}$) e do arroz ($11,3 \text{ g m}^{-2}$). Essas quantidades de ^{13}C novo no solo representam 36%, 20% e 17% do ^{13}C adicionado com as raízes da soja, sorgo e arroz, respectivamente. Comportamento semelhante foi observado aos 90 dias, porém os valores de ^{13}C novo no solo aumentaram para $31,5 \text{ g m}^{-2}$ (39% do ^{13}C adicionado), $17,6 \text{ g m}^{-2}$ (24%) e $10,8 \text{ g m}^{-2}$ (16%), respectivamente, para a soja, sorgo e arroz. Nesse período também foi observada elevada quantidade de ^{13}C novo no solo SPLG do que no solo SPLA (26 vs 14 g m^{-2}).

Aos 180 dias, houve interação entre tipo de raízes e solo para a porcentagem do ^{13}C no solo proveniente das raízes e apenas efeito isolado do tipo de raiz e solo sobre a quantidade de ^{13}C novo no solo. Embora tenha ocorrido uma redução na quantidade de ^{13}C novo no solo aos 180 dias, a quantidade de ^{13}C no solo apresentou o mesmo comportamento observado aos 30 e 90 dias em que a quantidade de C novo decresceu na seguinte ordem: soja ($24,8 \text{ g m}^{-2}$) > sorgo ($18,3 \text{ g m}^{-2}$) > arroz ($6,0 \text{ g m}^{-2}$). Esses valores de ^{13}C novo representam 31,2%, 25% e 9% do ^{13}C adicionado com as raízes de soja, sorgo e arroz, respectivamente. Considerando o tipo de solo, a quantidade de ^{13}C novo encontrado no SPLG foi aproximadamente 2 vezes maior do que no solo SPLA ($21,8$ vs $11,0 \text{ g m}^{-2}$).

Os resultados do presente estudo, em que maior quantidade de ^{13}C no solo foi encontrada no solo SPLG do que no solo SPLA estão de acordo com a nossa hipótese de que solos com uma maior matriz de estabilização, ou seja, com um maior conteúdo de argila + silte (Tabela 1) apresentam maior potencial de acumular quantidade de C do que solos mais arenosos. Nossa hipótese foi elaborada seguindo os estudos já realizados por Cotrufo et al. (2015) que verificou que a capacidade de estabilização e retenção de C no solo é maior em solos de textura mais fina ricos em óxidos e filossilicatos, características estas relacionadas diretamente ao teor de argila dos solos.

Os resíduos de soja apresentaram ao longo de todo o período as maiores taxas de decomposição, o que resultou nessa maior quantidade de C novo, quando comparados aos resíduos de sorgo e de arroz. A importância da decomposição microbiana para a formação de MOS, ou seja, na retenção de C no solo tem sido reconhecida há mais de uma década. Contudo, o acúmulo de C no solo após a decomposição, depende muito das características do solo, onde a matriz mineral do solo domina a estabilização e retenção de C (KOGEL-KNABNER, 2002). Nesse estudo, a maior quantidade de argila e silte no SPLG favoreceu a retenção de C. Porém, cabe ressaltar que o curto período de condução do experimento de 180 dias pode não ser suficiente para indicar que o C novo no solo esteja estabilizado.

Vários resultados apontam que os produtos e subprodutos microbianos dos resíduos de alta qualidade contribuem mais para a formação da MOS do solo, ou seja, adicionam maior quantidade de C ao solo (KNICKER, 2011). Os principais fatores que governam essa dinâmica estão relacionados a uma baixa relação C/N dos resíduos associada a uma menor quantidade de compostos recalcitrantes, como por exemplo, lignina e fenóis (SOLLINS et al, 2009; MAMBELLI et al., 2011). Esse resultado também corrobora com a teoria já proposta por Cotrufo et al (2013) que propôs a abordagem *Eficiência Microbiana-Matrix de estabilização (EM-ME)* para integrar questões ligadas a decomposição de resíduos e estabilização dos mesmos na MOS no solo, confirmando nossa hipótese de que resíduos de alta qualidade, ou seja, com maiores teores de fração solúvel e menores relações C/N, como é o caso dos resíduos da soja, adicionam maior quantidade de C novo ao solo, proporcionando assim uma maior capacidade de retenção e estabilização do C no solo por favorecer a ação dos microorganismos.

O contrário pode ser observado para os resíduos de sorgo, que ao final do período apresentou as taxas mais elevadas de C remanescente nos resíduos, resultando em uma menor adição de C ao solo. Resíduos de baixa qualidade são decompostos mais lentamente, portanto uma menor quantidade desses resíduos será convertida em produtos microbianos (COTRUFO et al., 2013). Isso explica o maior incremento de C ao solo pelos resíduos de soja, pois dos três resíduos utilizados, é o que apresenta a menor relação C/N. O uso de plantas da família Fabaceae geralmente apresenta os maiores aportes de C ao solo quando comparadas as plantas da família Poaceae (PETERS et al., 1997; GRANDY; ROBERTSON, 2007).

Os resultados de ^{13}C novo no solo apontam importante contribuição das raízes para o acúmulo de C no solo. Estudos realizados sugerem que o C remanescente das raízes é estabilizado de forma preferencial em comparação com o C remanescente dos resíduos de parte aérea (GALE et al., 2000; PUGET; DRINKWATER 2001; RASSE et al., 2005; KONG; SIX 2010). Vários trabalhos estimam que o C originado das raízes permanece no solo de 2,4 vezes a mais que o C derivado da parte aérea, devido a sua maior proximidade a matriz mineral do solo (RASSE; RUMPEL; DIGNAC 2005). No presente estudo a importante contribuição das raízes para o C do solo ocorreu mesmo as raízes terem sido adicionadas ao solo.

4.4 CONCLUSÕES

1. A incorporação da palha de arroz independente do tipo de solo aumentou a decomposição da palha e promoveu até 180 dias maior acúmulo de C novo no solo comparado a manutenção da palha na superfície do solo.
2. A incorporação da palha juntamente com as raízes reduziu a decomposição das raízes em relação à condição em que a palha foi mantida na superfície, porém a quantidade de C novo no solo não foi afetada pelo manejo da palha e pelo tipo de solo.
3. Os resíduos de soja foram decompostos em maior quantidade do que os resíduos de arroz e sorgo, indicando efeito da qualidade dos resíduos sobre o processo de decomposição. Já as raízes das três espécies apresentaram decomposição semelhante. O tipo de solo não afetou a decomposição da palha e raízes de soja, sorgo e arroz.
4. A quantidade de C novo foi influenciada pelo tipo de resíduo e pelo solo. Os resíduos e as raízes de soja contribuem com maior quantidade de C novo e isso ocorre no solo Planossolo Gleissólico com maior teor de argila + silte. As raízes das três culturas, independente do tipo de solo, adicionam maior quantidade de C ao solo em relação à parte aérea.

4.5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIVEN, S.; RECOUS, S.; REYES, V.; OLIVER, R. Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. **Biology and Fertility of Soils** v. 42, p. 119-128, 2005.

AITA, C.; GIACOMINI, S. J. Decomposição e liberação de nitrogênio de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo solteiras e consorciadas. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.27, p.601-612, 2003.

AMOS, B.; WALTERS D. T.; Maize root biomass and net rhizodeposited carbon: An analysis of the literature. *Soil Sci Soc Am J* 70:1489-1503. 2006

ANGERS, D. A.; VORONEY, R. P.; COTE, D. Dynamics of soil organic matter and corn residues affected by tillage practices. **Soil Science Society of America Journal** v. 59, p. 1311–1315, 1995.

ANGERS, D. A.; RECOUS, S. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. **Plant and Soil**, v.189, p.197-203, 1997.

BALESDENT, J.; BALABANE, M. Major contribution of roots to soil carbon storage inferred from maize cultivated soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v.28, p.1261-1263, 1996.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Características químicas do solo afetadas por métodos de preparo e sistemas de cultura. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 21, p. 105-112, 1997a.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Conteúdo de nitrogênio total num solo submetido a diferentes métodos de preparo e sistemas de cultura. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 21, p. 235-239, 1997b.

BAYER, C.; MIELNICZUK, J. Dinâmica e função da matéria orgânica. In: SANTOS, G. A.; SILVA, L. S.; CANELLAS, L. P.; CAMARGO, F. A. O. (Eds.) **Fundamentos da matéria orgânica do solo: Ecossistemas tropicais e subtropicais**. 2ª Ed. Porto Alegre: Metrópole, 654p, 2008.

BERTRAND, I.; CHABBERT, B.; KUREK, B.; RECOUS, S. Can the biochemical features and histology of wheat residues explain their decomposition in soil? **Plant Soil**, v. 281, p. 291–307, 2006.

BRUCE, J. P.; FROME, M.; HAITES, E.; JANZEN, H.; LAL, R. Carbon sequestration in soil. **J. Soil Water Conserv.**, v. 54, p. 382-389, 1999.

CALEGARI, A. **Sequestro de carbono, atributos físicos e químicos em diferentes sistemas de manejo em um Latossolo argiloso do Sul do Brasil**. Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 191p., 2006.

CASTELLANO, M.J., MUELLER, K.E., OIK, D. C. SAWYER, J.E., SIX, J. **Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept**. *Global Change Biology* 1-10. 2015.

COPPENS, F.; GARNIER, P.; DE GRYZE, S.; MERCKX, R.; RECOUS, S. Soil moisture, carbon and nitrogen dynamics following incorporation and surface application of labeled crop residues in soil columns. **Eur J Soil Sci**, v. 57, p. 894–905, 2006.

COPPENS, F.; GARNIER, P.; FINDELING, A.; MERCKX, R.; RECOUS, S. Decomposition of mulched versus incorporated crop residues: modelling with PASTIS clarifies interactions between residue quality and location. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2339–2350, 2007.

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

Cotrufo, M. F.; Soong, J. L.; Horton, A. J.; Campbell, E. E., Haddix, M. L.; Wall D. H.; Parton, W. J. Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. **Nature Geoscience**, v. 8, p. 766-779, 2015.

DE MARIA, I. C.; CASTRO, O. M.; SOUZA DIAS, H. Atributos físicos do solo e crescimento radicular de soja em Latossolo Roxo sob diferentes métodos de preparo do solo. **R. Bras. Ci. Solo**, v. 23, p. 703-709, 1999.

DERPSCH, R.; ROTH, C. H.; SIDIRAS, N.; KOPKE, U. Controle da erosão no Paraná, Brasil: sistemas de cobertura do solo, plantio direto e preparo conservacionista do solo. Eschborn, **Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit (GTZ)**, 272p., 1991.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 3.ed. Rio de Janeiro, 353 p., 2013.

FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 35, p. 1039-1042, 2011.

FIERER, N.; ALLEN, A. S.; SCHIMEL, J. P.; HOLDEN, P. A. Controls on microbial CO₂ production: a comparison of surface and subsurface soil horizons. **Global Change Biology**, v. 9, p. 1322-1332, 2003.

GALE, W. J.; CAMBARDELLA, C. A. Carbon dynamics of surface residue- and root derived organic matter under simulated no-till. **Soil Sci Soc Am J**, v. 64, p. 190–195, 2000.

GIACOMINI, S. J.; RECOUS, S.; MARY, B.; AITA, C. Simulating the effects of N availability, straw particle size and location in soil on C and N mineralization. **Plant Soil**, v. 301, p. 289-301, 2007.

GRANDY, A. S.; ROBERTSON, G. P. Land-use intensity effects on soil organic carbon accumulation rates and mechanisms. **Ecosystems**, v. 10, p. 58–73, 2007.

GREGORY, P. J. Roots, rhizosphere and soil: the route to a better understanding of soil science? **European Journal of Soil Science**, Oxford, v. 57, n. 1, p. 2-12, 2006.

HADAS, A.; KAUTSKY, L.; GOEK, M.; KARA, E. E. Rates of decomposition of plants residues and available nitrogen in soil, related to residue composition through simulation of carbon and nitrogen turnover. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 36, n. 2, p. 255-266, 2004.

HUNT, H. W. A simulation model for decomposition in grasslands. **Ecology**, v. 58, p. 469-484, 1977.

ISAAC, L.; WOOD, C. W.; SHANNON, D. A. Decomposition and nitrogen release of prunings from hedgerow species assessed for alley cropping in Haiti. **Agronomy Journal**, v. 92, p. 501-511, 2000.

JOHNSON, J. M. F.; BARBOUR, N. W.; LACHNIGHT-WEYERS, S. Chemical composition of crop biomass impacts its decomposition. **Soil Science Society of America**, v. 71, p. 155-162, 2007.

KISSELLE, K. W. et al. Budgets for root – derived C and litter derived C: comparison between conventional tillage and no tillage soils. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 33, p. 1067-1075, 2001.

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

KOGEL-KNABNER, I. The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 34, p. 139-162, 2002.

KONG, A. Y. Y.; SIX, J. Tracing cover crop root versus residue carbon into soils from conventional, low-input, and organic cropping systems. **Soil Sci Soc Am J**, v. 74, p. 1201–1210, 2010.

LANGDALE, G. W.; WEST, L. T.; BRUCE, R. R.; MILLER, W. P.; THOMAS, A. W. Restoration of eroded soil with conservation tillage. **Soil Tech.**, v. 5, p. 81-90, 1992.

LU, Y.; WATANABE, A.; KIMURA, M. Carbon dynamics of rhizodeposits, root- and shoot-residues in a rice soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35, p. 1223-1230, 2003.

LUPWAYI, N. Z.; CLAYTON, G. W.; O'DONOVAN, J. T., HARKER, K. N., TURKINGTON, T. K., RICE, W. A. Decomposition of crops residues under conventional and zero tillage. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 84, p. 403-410, 2004.

MAMBELLI, S.; BIRD, J. A.; GLEIXNER, G.; DAWSON, T. E.; TORN, M. S. Relative contribution of foliar and fine root pine litter to the molecular composition of soil organic matter after in situ degradation. **Organic Geochemistry**, v. 42, p. 1099-1108, 2011.

MCCLAUGHERTY, C. A.; ABER, J. D.; MALILO, J. M. Decomposition dynamics of fine roots in forested ecosystems. **Oikos**, v. 42, p. 378-386, 1984.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e bioquímica do solo**. 2.ed. Lavras, Universidade Federal de Lavras, 729p., 2006.

OADES, J. M. The retention of organic matter in soils. **Biogeochemistry**, v. 5, p. 35-70, 1988.

PARFITT, J. M. B. Milho, Sorgo e Soja em Área de Arroz Irrigado, na Região da Campanha do Rio Grande do Sul: Resultados de pesquisa das safras 1999/00, 2000/01 e 2001/02. **Embrapa-Clima temperado**, 82p., 2002.

PARTON, W. J.; OJIMA, D. S.; SCHIMEL, D. S. Models to evaluate soil organic matter storage and dynamics. In: CARTER, M. R.; STEWART, B. A. (Eds.) Structure and Organic Matter Storage in Soils, **Lewis Publ.**, CRC Press, Boca Raton, FL, p. 421-448, 1996.

PEREIRA, M. F., et al. Ciclagem do carbono do solo nos sistemas de plantio direto e convencional. **ACSA – Agropecuária Científica no Semi Árido**, v.8 p. 21-32. Abr – jun 2013.

PETERS, S. E.; WANDER, M.; SAPIRITO, L. S.; HARRIS, G. H.; FRIEDMAN, D. B. 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). p. 183-196, 1997.

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

PUGET, P.; DRINKWATER, L. E. Short-term dynamics of root- and shoot-derived carbon from a leguminous green manure. **Soil Sci Soc Am J**, v. 65, 771p., 2001.

QUEMADA, M.; CABRERA, M. L. Carbon and nitrogen mineralized from leaves and stems of four cover crops. **Soil Science Society of American Journal**, v. 59, p. 471-477, 1995.

RASSE, D. P.; RUMPEL, C.; DIGNAC, M. F. Is soil carbon mostly root carbon? Mechanisms for a specific stabilization. **Plant and Soil**, The Hague, v. 269, n. 1-2, p. 341-356, 2005.

RECOUS, S., et al. Soil inorganic N Availability: effect on maize residue decomposition. **Soil Biology and Biochemistry**, v.27, p.1529-1538, 1995.

REDIN, M. 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. Carbon mineralization in soil of roots from twenty crop species, as affected by their chemical composition and botanical family. **Plant and Soil**, v. 378, p. 205-214, 2014a.

REDIN, M.; RECOUS, S.; AITA, C.; DIETRICH, G.; SKOLAUDE, A. C.; LUDKE, W. H.; SCHMATZ, R.; GIACOMINI, S. J. How the chemical composition and heterogeneity of crop residue mixtures decomposing at the soil surface affects C and N mineralization. **Soil Biol Biochem**, v. 78, p. 65–75, 2014b.

SÁ, J. M. Dinâmica de matéria orgânica do solo e eficiência energética em Latossolo Vermelho do Cerrado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Agronomia, 2011.

SCHMATZ, R. Interação entre a qualidade de resíduos culturais e a textura do solo com a dinâmica do carbono. Dissertação de Mestrado Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, 2015.

SINGH, Y.; SIDHU, H. S. Management of Cereal Crop Residues of Sustainable Rice-Wheat. Production System in the Indo – Gangetic Plains of India. **Proc Indian Natn Sci Acad**, v. 80, n. 1, p. 95 – 114, 2014.

SIX, J.; ELLIOT, E. T.; PAUSTIAN, K. Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-till systems. **Soil Sci. Soc. Am. J.**, v. 63, p. 1350-1358, 1999.

SMITH, J. L.; PAUL, E. A. The significance of soil microbial biomass estimations. In: BOLLAG, J. M.; STOTSKY, G. (eds.) **Soil biochemistry**. New York, Marcel Dekker, p. 357-398, 1990.

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.

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

TAVARES FILHO, J.; TESSIER, D. Influence des pratiques culturales sur le comportement et les propriétés de sols du Paraná (Brésil). **Etude et Gestion des Sols**, v.5, p.61-71, 1998.

THIPPAYARUGS, S., TOOMSAN, B., VITYAKON, P., LIMPINUNTANA, V., PANANOTHAI, A., CADISH, G. Interactions in decomposition and mineralization

between tropical legume residue components. **Agroforestry Systems**, v. 72, p. 137-148, 2008.

TIAN, G.; KANG, B. T.; BRUSSARD, B. L. Mulching effect of plant residues with chemically contrasting compositions on maize growth and nutrients accumulation. **Plant and Soil**, The Hague, v.153, p.179-187, 1993.

TORMENA, C. A.; FRIEDRICH, R.; PINTRO, J. C. A.; COSTA, C. S.; FIDALSKI, J. Propriedades físicas e taxa de estratificação de carbono orgânico num Latossolo Vermelho após dez anos sob dois sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.28, p.1023-1031, 2004.

TRINSOUTROT, I.; RECOUS, S.; MARY, B.; NICOLARDOT, B. C and N fluxes of decomposing ¹³C and ¹⁵N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1717-1730, 2000.

VAN SOEST, P. J. 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**, v. 46, p. 829-835, 1963.

VANLAUWE, B.; DIELS, J.; SANJINGA, N.; MERCKX, R. Residue quality and decomposition: An unsteady relationship? In: CADISH, G.; GILLER, K. E. (Eds.) **Driven by Nature: Plant Litter Quality and Decomposition**, CAB International, Wallingford, p. 157-166. 1997.

WATANABE, I.; VENTURA, W. Green manure production of *Azolla microphylla* and *Sesbania rostrata* and their long-term effects on rice yields and soil fertility. **Biology and Fertility of Soils**, Berlin, v. 15, n. 4, p. 241-248, 1993.

WEILER, D. A. Decomposição de resíduos culturais de plantas de cobertura de solo e emissões de óxido nitroso. 2012. 72 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Ciência do Solo. Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, 2012.

Tabela 1. Características físicas e químicas dos dois solos utilizados na incubação em condições de casa de vegetação.

Solo	Textura	Argila	Silte	Areia	C	N	Nmin	$\delta^{13}\text{C}$	pH
		----- g kg ⁻¹ -----					mg kg ⁻¹	‰	
Planossolo Arênico	Franco arenosa	99	155	747	9,4	0,9	6	-27,8	4,2
Planossolo Gleissólico	Franco arenosa	173	287	541	9,7	0,9	14	-20,1	4,5

C: carbono no solo; N: nitrogênio no solo; Nmin: N mineral inicial. $\delta^{13}\text{C}$: deltas de C no solo; pH em H₂O

Tabela 2. Composição química e excesso isotópico dos resíduos de arroz, sorgo e soja utilizados para os dois estudos de incubação em condições de casa de vegetação.

Cultura	C	N	FS (%)	Cel (%)	Hem (%)	Lig (%)	C/N	¹³ C
	-----g kg ⁻¹ -----						-----g kg ⁻¹ -----	
	Parte aérea							
Arroz	375,7	9,1	28,2	36,9	30,9	3,6	41,3	357
Sorgo	411,6	7,3	26,5	35,1	33,6	4,7	56,4	428
Soja	419,4	13,1	28,1	43,1	15,5	13,5	32,0	437
	Raízes							
Arroz	446,2	8,7	24,6	39,4	28,2	6,6	51,2	373
Sorgo	455,3	11,0	26,1	35,1	29,1	7,4	41,4	380
Soja	459,1	20,2	27,7	35,7	20,5	15,7	22,7	316

C: Carbono no solo; N : Nitrogênio no solo; FS: Fração solúvel; Cel: Celulose; Hem: Hemicelulose; Lig; Lignina; ¹³C: excesso isotópico nos resíduos após o enriquecimento por pulsos semanais de ¹³C.

Tabela 3. Resultados da análise de variância para os fatores manejo (M) dos resíduos culturais de arroz e tipo de solo (S).

Variáveis	30 dias			90 dias			180 dias		
	M ^a	S	M x S	M	S	M x S	M	S	M x S
Raízes									
C remanescente (% do C adicionado)				*	ns	*	*	ns	*
¹³ C remanescente (% do ¹³ C adicionado)				*	ns	*	*	ns	*
¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)	*	*	ns	ns	ns	*	ns	ns	ns
¹³ C no solo (g m ⁻²)	*	*	*	ns	ns	*	ns	ns	ns
Palha									
C remanescente (% do C adicionado)	*	Ns	ns	*	ns	ns	*	*	ns
¹³ C remanescente (% do ¹³ C adicionado)	*	Ns	ns	*	ns	ns	*	ns	ns
¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)	*	*	*	*	ns	ns	*	ns	ns
¹³ C no solo (g m ⁻²)	*	ns	*	*	ns	ns	*	ns	ns

^aPalha na superfície e incorporado. ^bSolo Planossolo Arênico e Planossolo Gleissólico * $P < 0.05$, ns= não significativo.

Tabela 4. Resultados da análise de variância para os fatores resíduos culturais (RC) e tipo de solo (S).

Variáveis	30 dias			90 dias			180 dias		
	RC ^a	S ^b	R x S	RC ^a	S ^b	R x S	RC ^a	S ^b	R x S
Raízes									
C remanescente (% do C adicionado)				*	ns	*	ns	ns	*
¹³ C remanescente (% do ¹³ C adicionado)				ns	ns	ns	ns	ns	ns
¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)	*	ns	ns	*	*	ns	*	*	*
¹³ C no solo (g m ⁻²)	*	*	ns	*	*	ns	*	*	ns
Palha									
C remanescente (% do C adicionado)	*	ns	ns	*	ns	ns	*	ns	*
¹³ C remanescente (% do ¹³ C adicionado)	*	ns	ns	*	ns	ns	*	ns	ns
¹³ C no solo (% do ¹³ C adicionado)	ns	*	ns	*	*	*	*	*	ns
¹³ C no solo (g m ⁻²)	*	*	*	*	ns	ns	*	*	*

^aArroz, sorgo e soja. ^b Planossolo Arênico e Planossolo Gleissólico* $P < 0.05$; ns: não significativo.

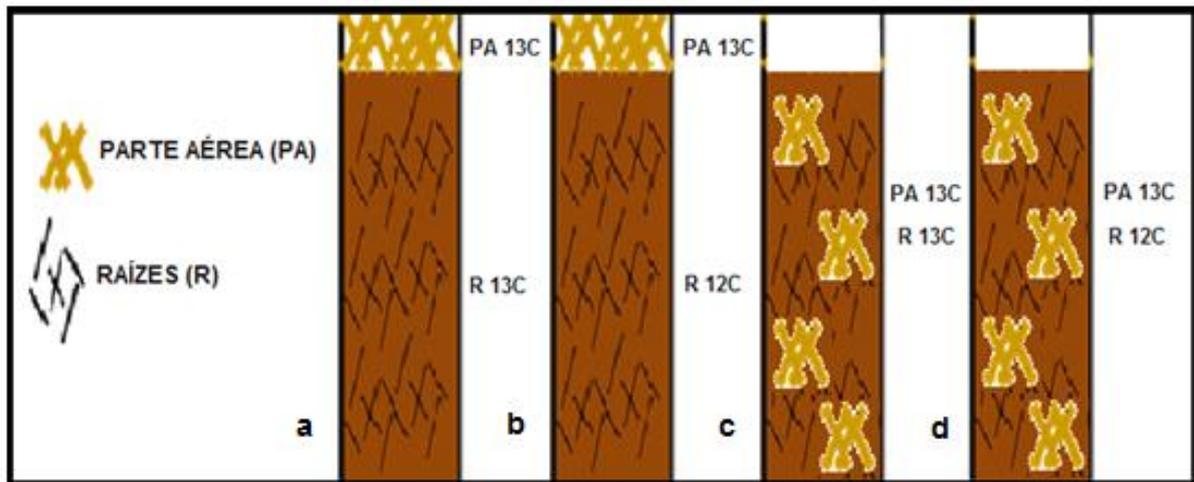


Figura 1. Esquema da disposição dos resíduos culturais (parte aérea e raízes) e sua disposição nos cilindros. a: Parte aérea ^{13}C em superfície + Raízes ^{13}C ; b: Parte aérea ^{13}C em superfície + Raízes ^{12}C ; c: Parte aérea ^{13}C incorporada + Raízes ^{13}C ; d: Parte aérea ^{13}C incorporada + Raízes ^{12}C .



Figura 2. Unidades experimentais confeccionadas com canos de PVC utilizados na incubação dos resíduos culturais de arroz, sorgo e soja em condições de casa de vegetação.

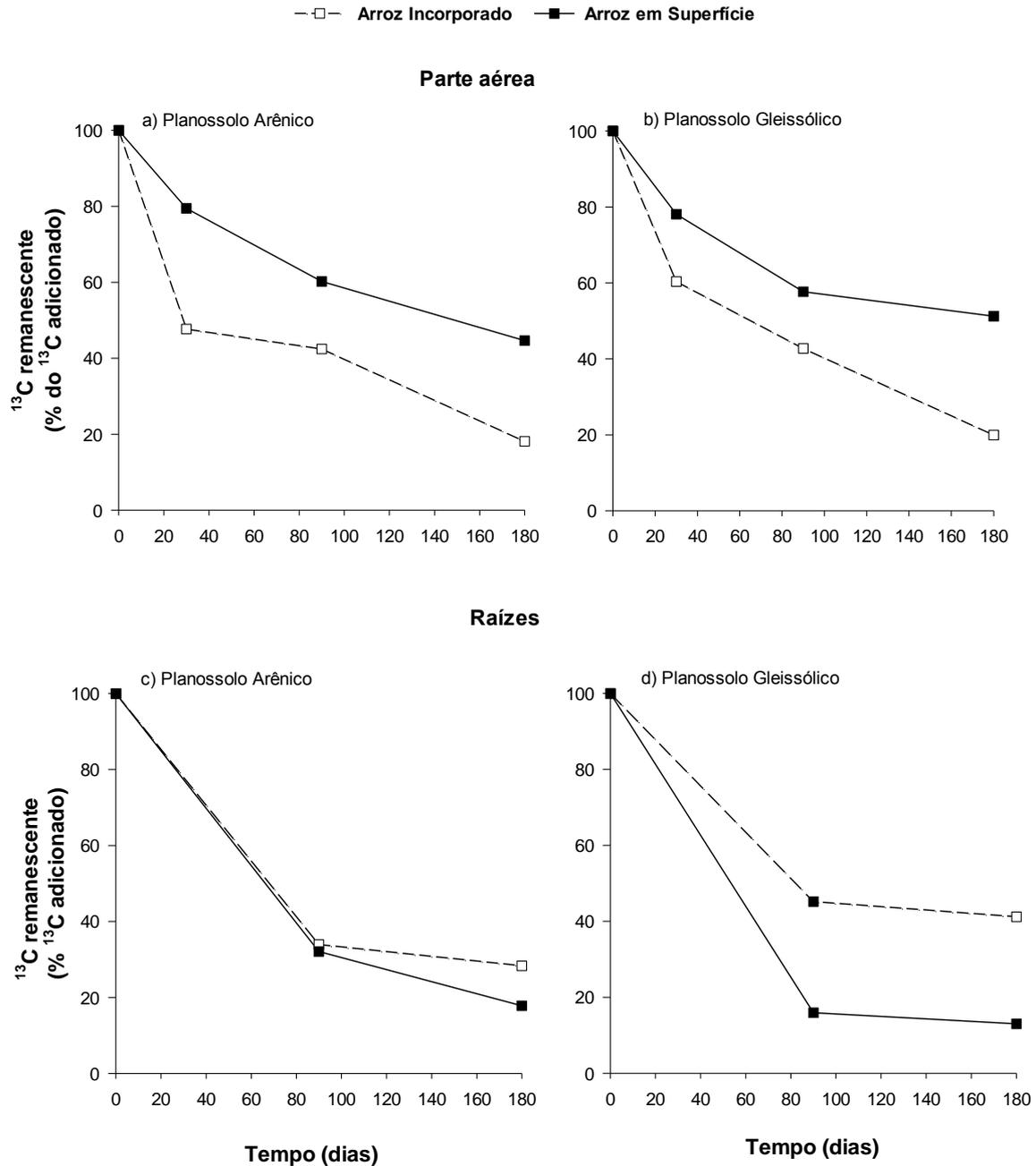


Figura 3. ¹³C remanescente (% do ¹³C adicionado no início do experimento) dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz sob diferentes manejos em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).

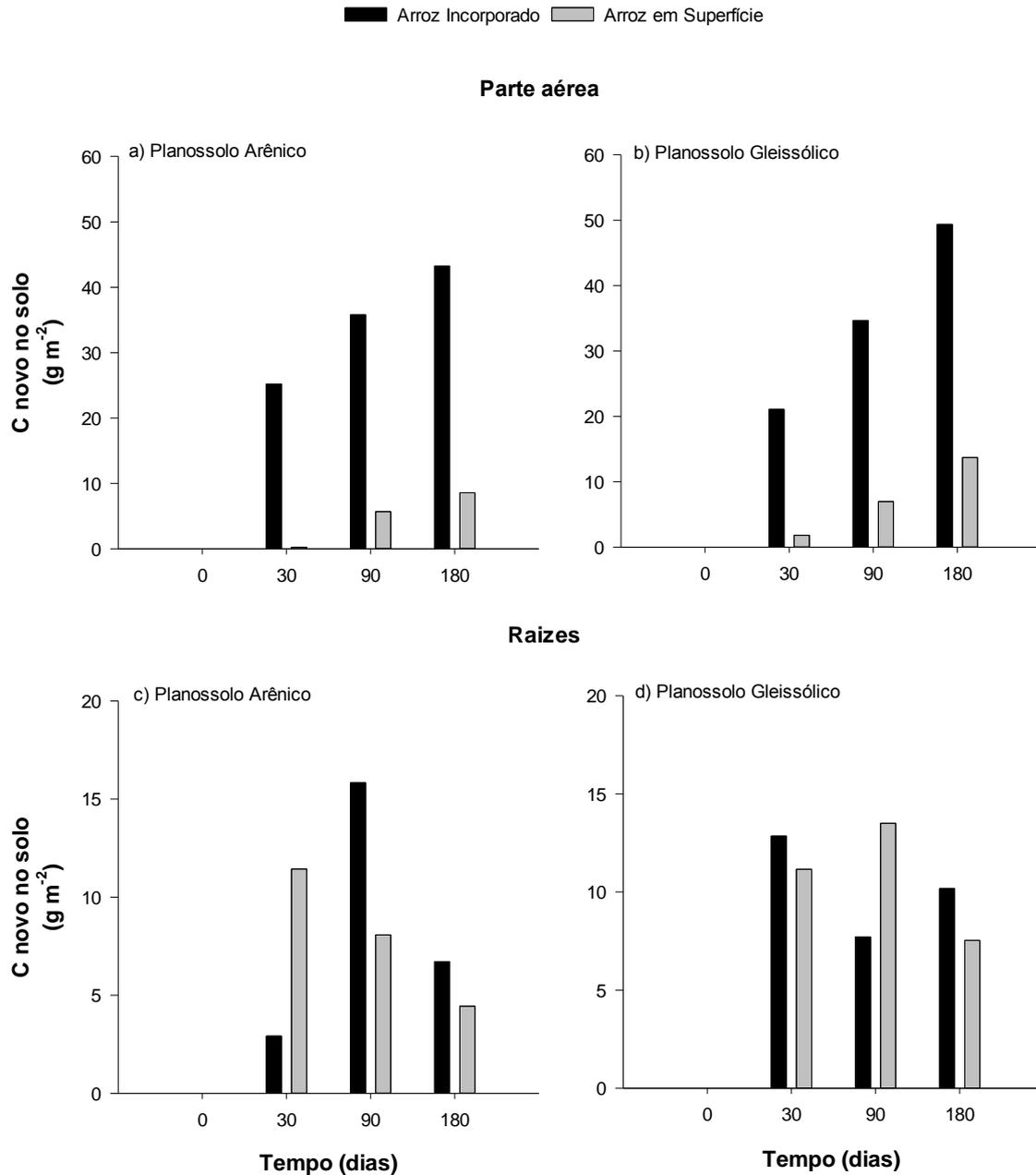


Figura 4. C novo no solo (quantidade em $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) oriundo dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz sob diferentes manejos em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).

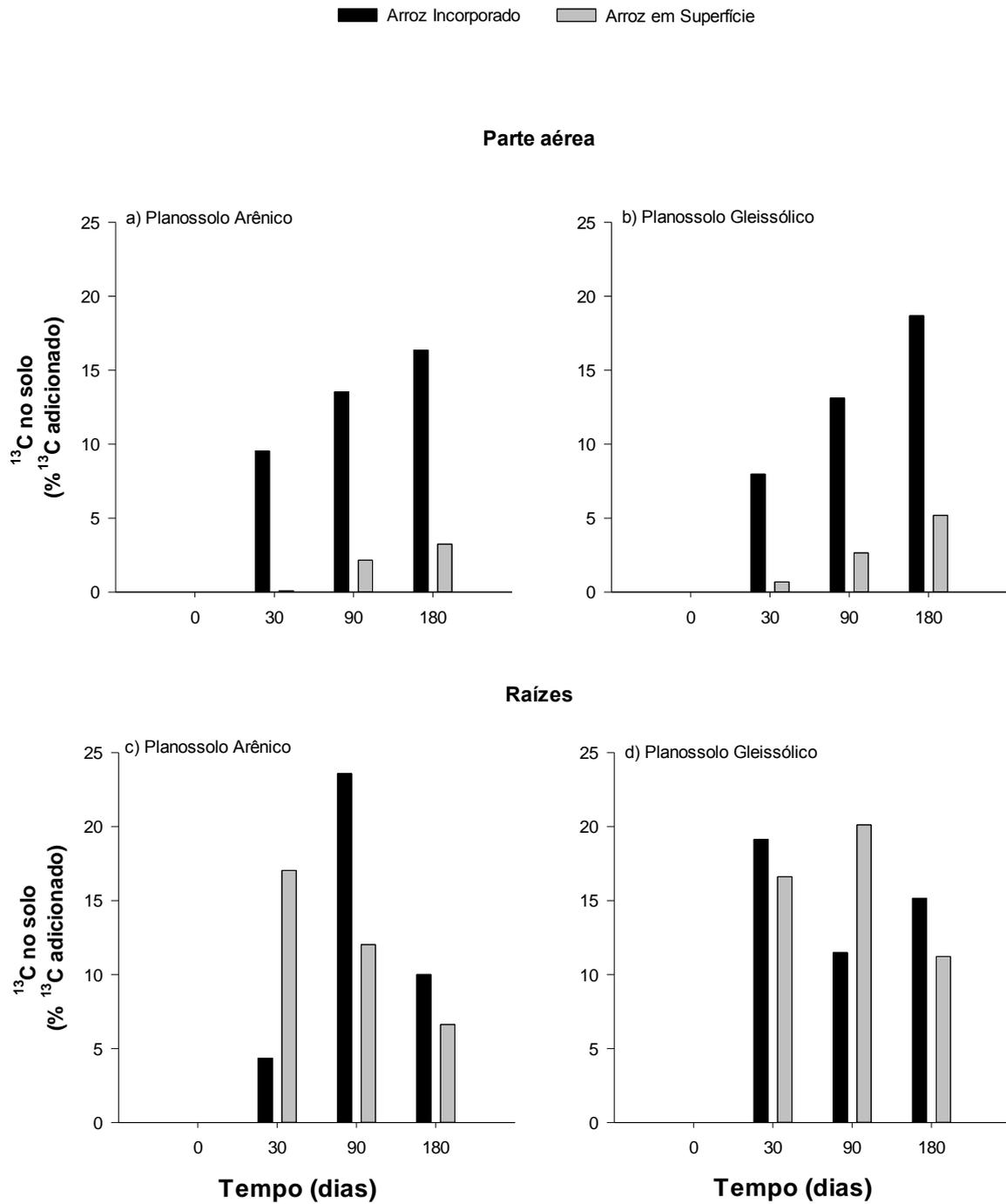


Figura 5. ^{13}C no solo (c novo em porcentagem) oriundo dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz sob diferentes manejos em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).

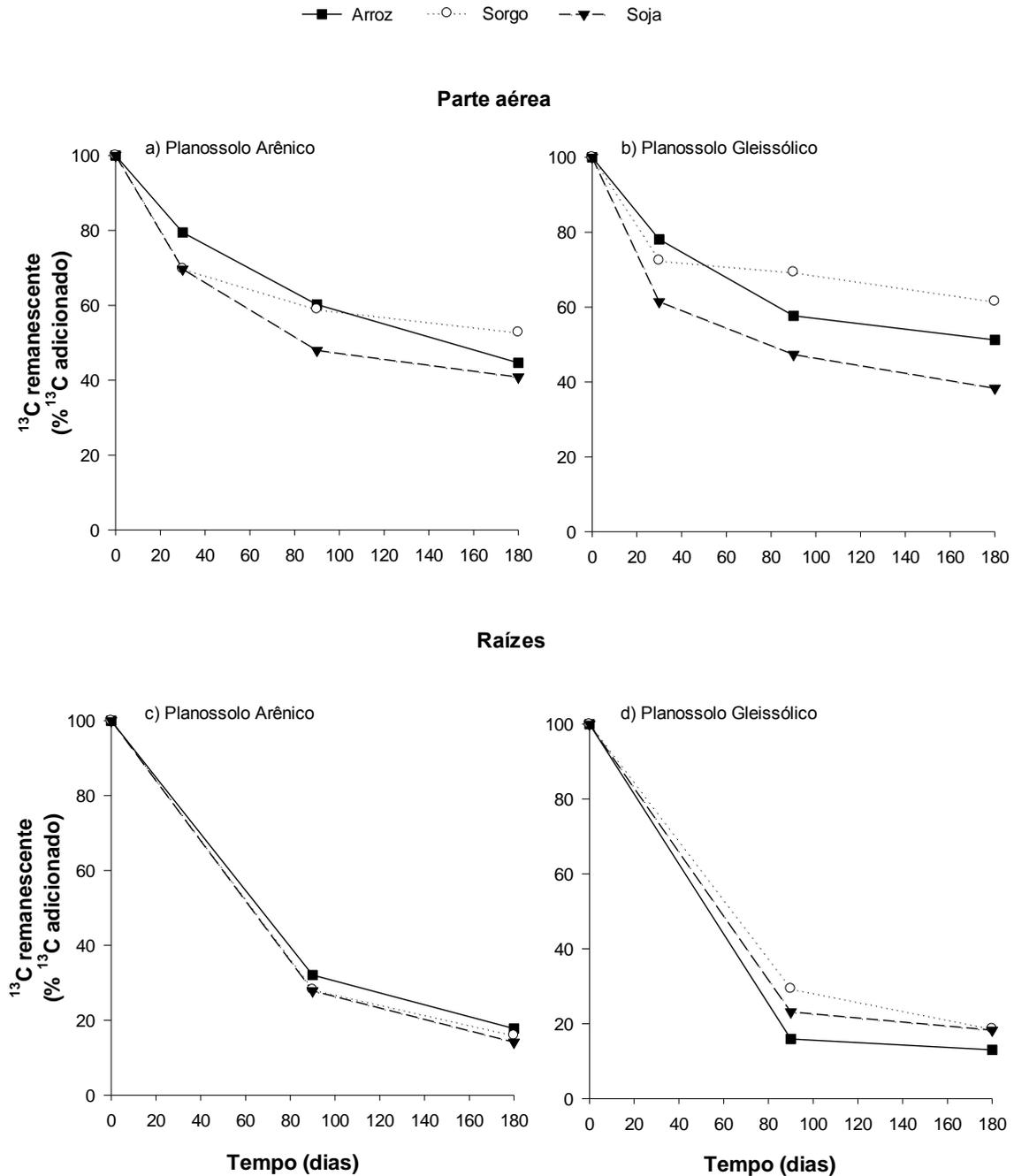


Figura 6. ^{13}C remanescente (% do ^{13}C adicionado no início do experimento) dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz sorgo e soja, em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).

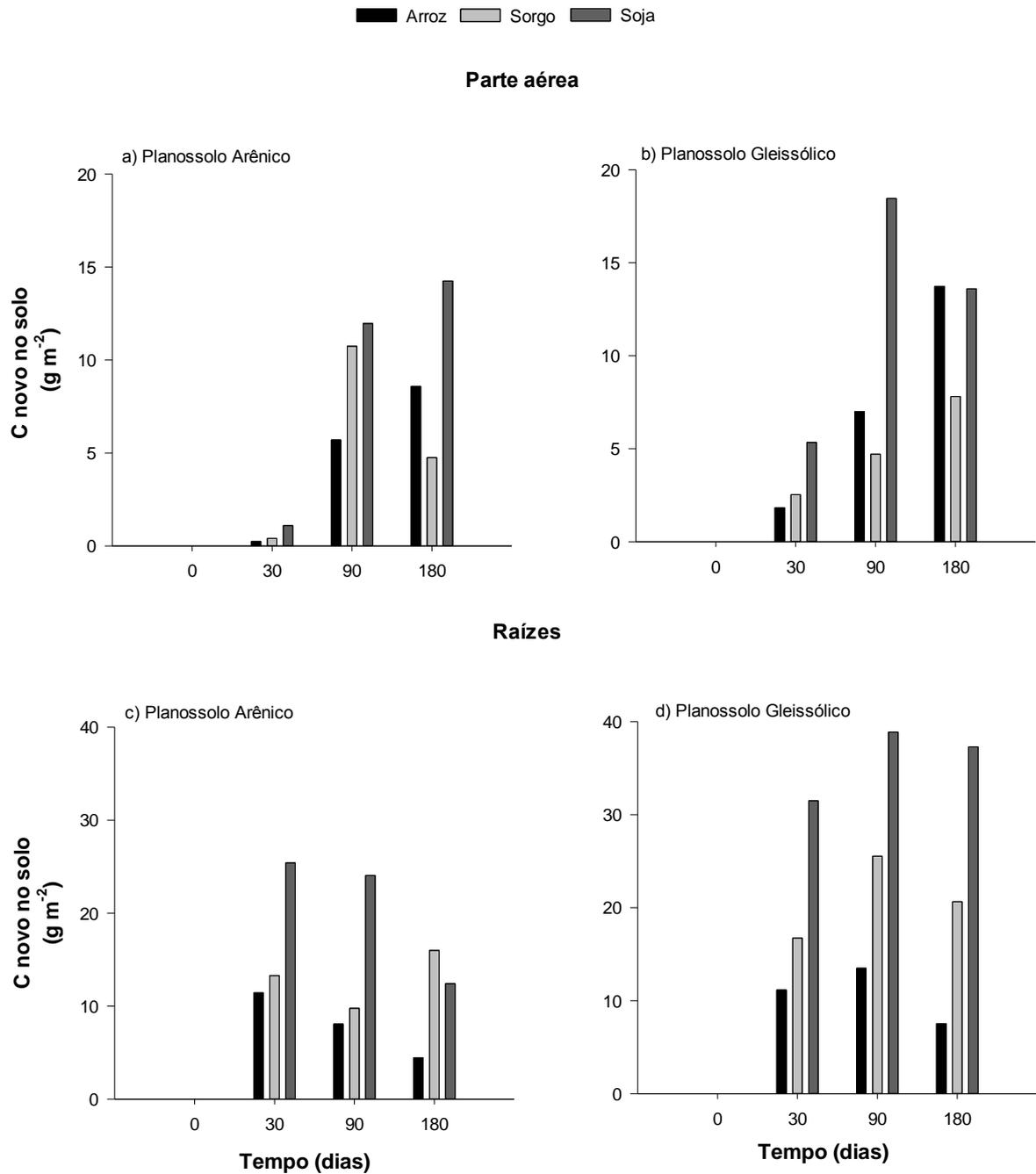


Figura 7. C novo no solo (quantidade em $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$) oriundo dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz, sorgo e soja em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).

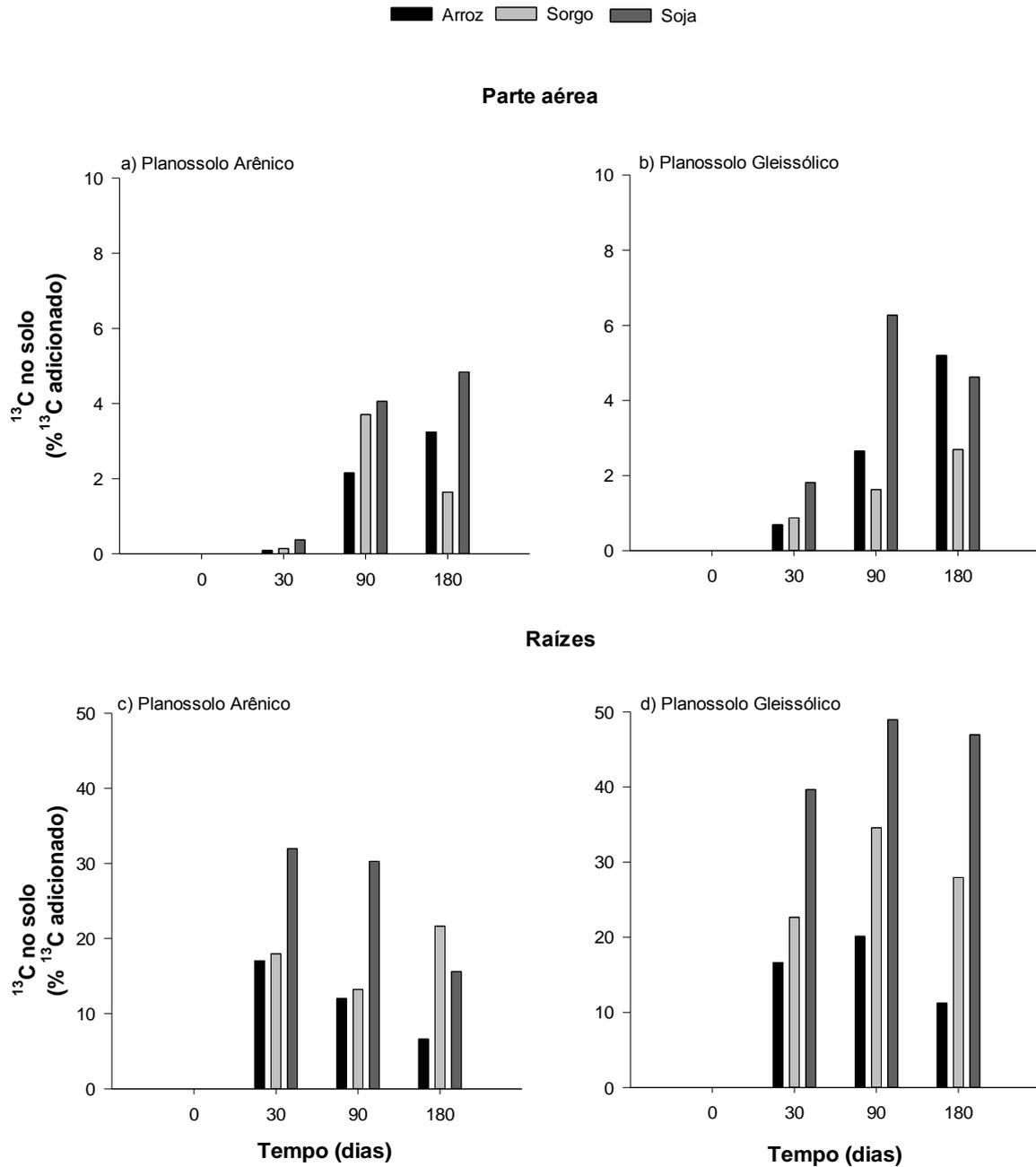
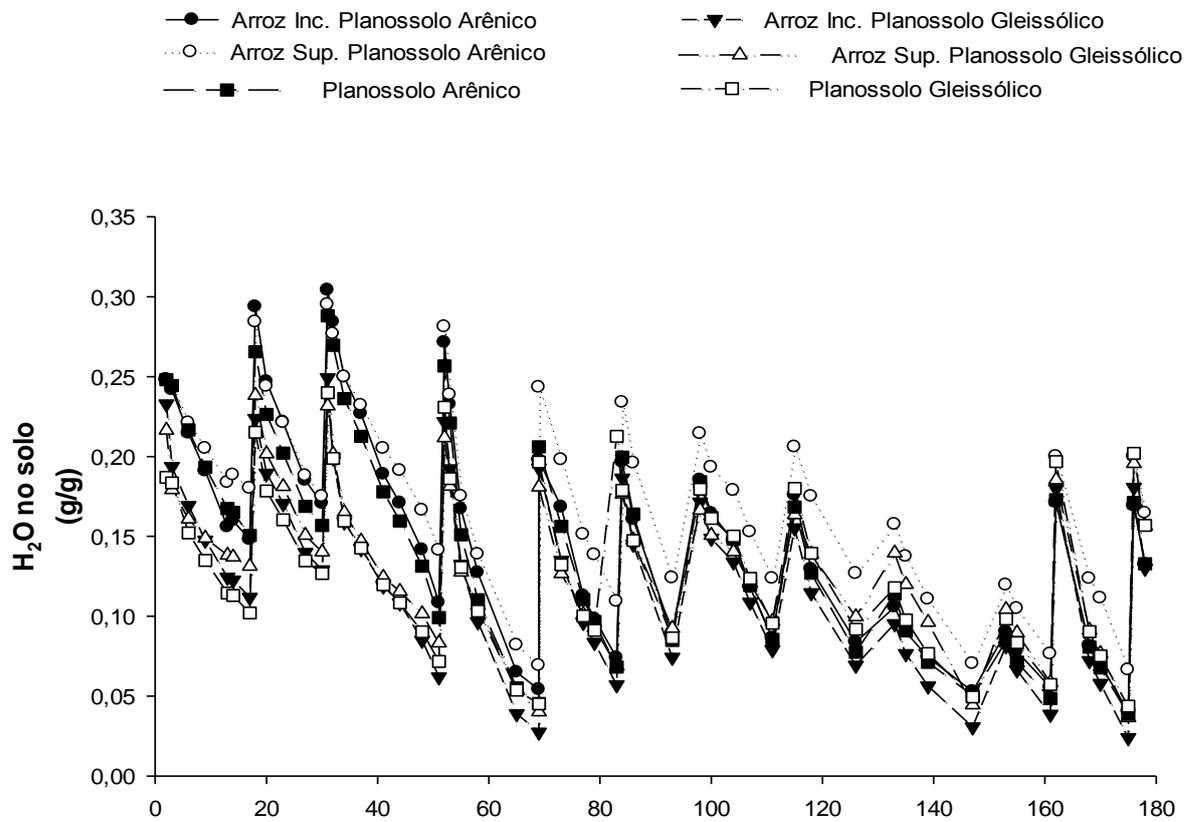
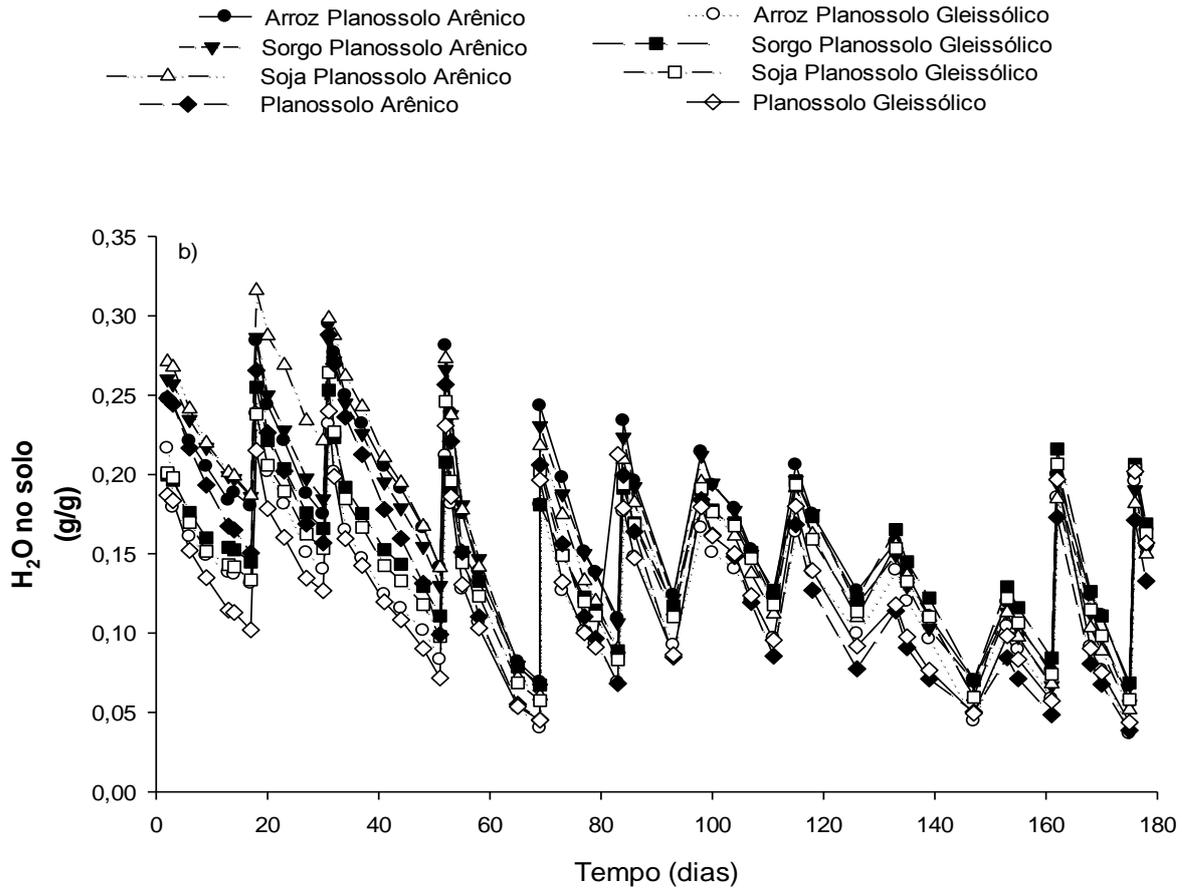


Figura 8. ^{13}C no solo (c novo em percentagem) oriundo dos resíduos de parte aérea e raízes de arroz, sorgo e soja em dois solos. Parte aérea (a e b) e raízes (c e d), em dois solos, Planossolo Arênico (a e c) e Planossolo Gleissólico (b e d).

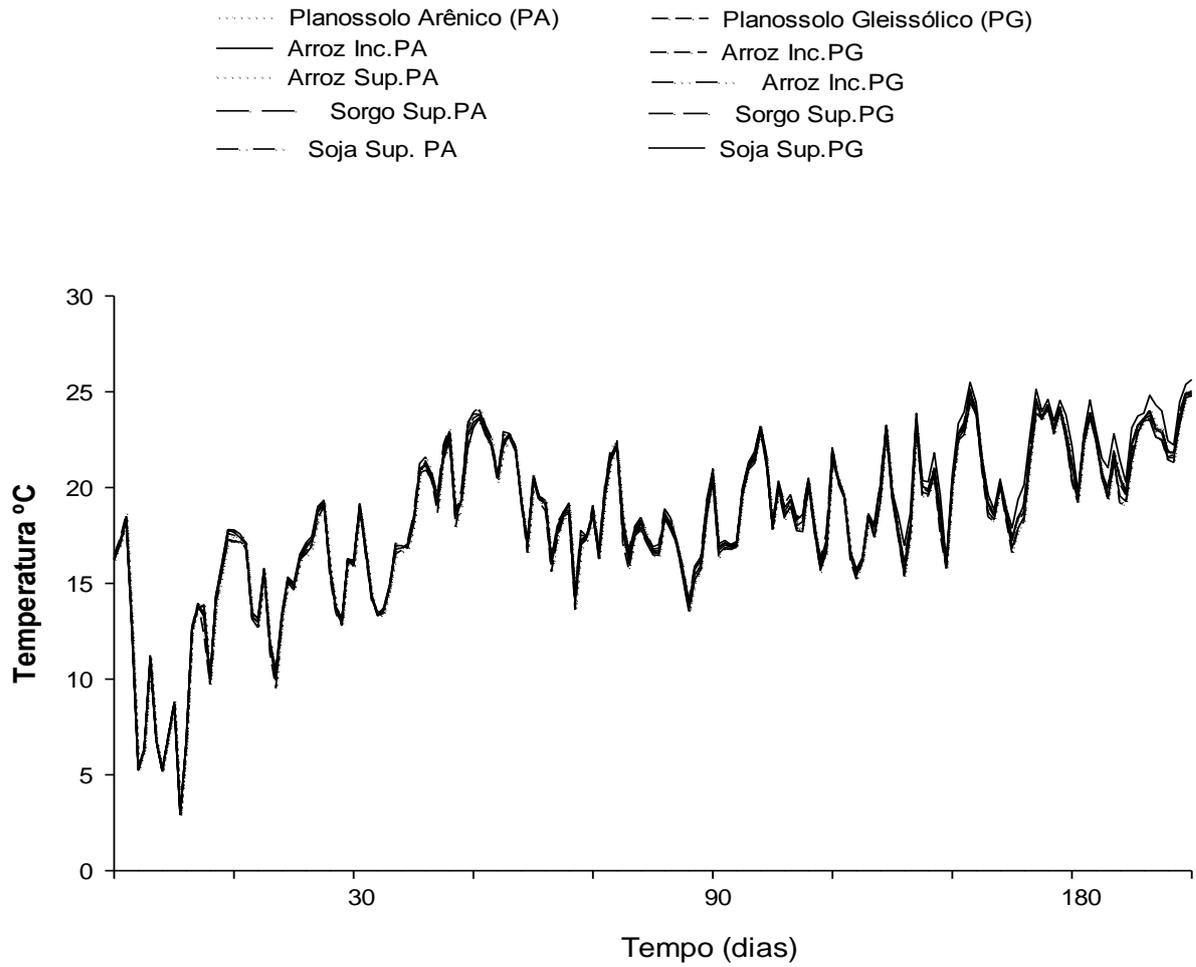
ANEXOS



Anexo1. Umidade do solo durante os 180 dias de experimento - Efeito do manejo dos resíduos de arroz em dois solos de várzea no período da entressafra.



Anexo 2. Umidade do solo durante os 180 dias de experimento - Efeito da qualidade dos resíduos de arroz, sorgo e soja em dois solos de várzea no período da entressafra.



Anexo 3. Médias diárias da temperatura dos solos durante o período dos 180 dias de incubação em condições de casa de vegetação.