

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

LUCAS ANTÔNIO TELLES RODRIGUES

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EM FRAÇÕES DA
MATÉRIA ORGÂNICA COM O USO DE DEJETOS E FERTILIZANTE
MINERAL, A LONGO PRAZO SOB PLANTIO DIRETO**

Santa Maria, RS

2017

Lucas Antônio Telles Rodrigues

**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EM FRAÇÕES DA MATÉRIA
ORGÂNICA COM O USO DE DEJETOS E FERTILIZANTE MINERAL, A LONGO
PRAZO SOB PLANTIO DIRETO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do solo, Área de concentração Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de **Mestre em Ciência do Solo**

Orientador: Dr. Carlos Alberto Ceretta

Santa Maria, RS
2017

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

Antonio Telles Rodrigues, Lucas
ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EM FRAÇÕES DA MATÉRIA
ORGÂNICA COM O USO DE DEJETOS E FERTILIZANTE MINERAL, A
LONGO PRAZO SOB PLANTIO DIRETO / Lucas Antonio Telles
Rodrigues.- 2017.
47 p.; 30 cm

Orientador: Carlos Alberto Ceretta
Coorientador: Cledimar Rogério Lourenzi
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Ciências Rurais, Programa de Pós-
Graduação em Ciência do Solo, RS, 2017

1. Fertilizantes orgânicos 2. Fracionamento físico 3.
Qualidade do solo I. Alberto Ceretta, Carlos II. Rogério
Lourenzi, Cledimar III. Título.

© 2017

Todos os direitos autorais reservados a Lucas Antônio Telles Rodrigues. A reprodução de partes ou todo desse trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.

Endereço: Rua Madressilva nº 50, bairro Agronomia, Porto Alegre, RS.

Fone: (0xx) 55 99979-1193, e-mail: lucas.soilscience@gmail.com.

Lucas Antônio Telles Rodrigues

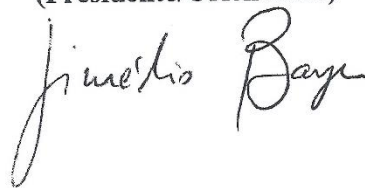
**ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EM FRAÇÕES DA MATÉRIA
ORGÂNICA COM O USO DE DEJETOS E FERTILIZANTE MINERAL, A
LONGO PRAZO SOB PLANTIO DIRETO**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Ciência do solo, Área de concentração Processos Químicos e Ciclagem de Elementos, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciência do Solo.

Aprovado em 22 de fevereiro de 2017:



Carlos Alberto Ceretta, Dr. (UFSM)
(Presidente/Orientador)



Cimélio Bayer, Dr. (UFRGS)
(Participação via Skype)



Sandro José Giacomini, Dr. (UFSM)

Santa Maria, RS
2017

*Aos meus pais Noil Telles Rodrigues e Cleci Bernadete Rodrigues.
Aos meus irmãos Patrícia Rodrigues, Patrique Rodrigues e Nilson Rodrigues.*

Dedico este trabalho!

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pela vida e por sempre estar a guiar meus caminhos.

Ao meu orientador Prof. Carlos Alberto Ceretta pela orientação, pelo apoio e pela amizade.

Aos professores Sandro Giacomini, Cledimar Lourenzi e Celso Aita pela coorientação durante a elaboração do trabalho.

Ao Dr. Rafael da Rosa Couto pela ajuda no projeto e na estatística.

Ao colega e amigo Gerson Drescher pela ajuda nas análises estatísticas.

Ao colega Isac Castro pela ajuda na parte experimental a campo.

Aos colegas de grupo que de uma forma ou de outra contribuíram para a realização desse trabalho, em especial aos colegas Rodrigo Knevez, Roque Junior, Matheus Kulman e Rodrigo Schneider pela ajuda na parte experimental, pela amizade e companheirismo.

A servidora Elci Gubiani e, ao Fabiano Halmenschlager pela ajuda nas análises de C e N.

Ao amigo Giovane Mathias Burg pela ajuda na parte experimental e pelo companheirismo.

A Renata Rodrigues por estar ao meu lado, incentivando e trazendo paz.

A UFSM e ao Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo pela possibilidade da realização do Curso.

A CAPES e ao CNPq pelo apoio financeiro.

RESUMO

ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EM FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA COM O USO DE DEJETOS E FERTILIZANTE MINERAL, A LONGO PRAZO SOB PLANTIO DIRETO

AUTOR: Lucas Antônio Telles Rodrigues

ORIENTADOR: Carlos Alberto Ceretta

Os efeitos do uso de dejetos de animais no solo são os mais diversos e de grande importância, sendo muitos deles influenciados direta ou indiretamente pelo carbono (C) adicionado ao solo. No Brasil não há informações suficientes em experimentos de longa duração comparando o efeito de diferentes tipos de dejetos e fertilizante mineral no estoque de carbono orgânico do solo (COS) e em frações lábeis e estáveis da matéria orgânica do solo (MOS). O objetivo desse trabalho foi investigar o impacto de aplicações sucessivas de dejetos de animais e fertilizante mineral ao longo de 12 anos no estoque de C do solo e em frações físicas da MOS. O estudo foi realizado em um experimento conduzido de 2004 a 2016 em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil. Os tratamentos consistiram na aplicação de Fertilizante Mineral (FM); Dejeito líquido de suínos (DLS); Dejeito líquido de bovino (DLB); Cama sobreposta de suínos (CSS) e Controle, sem aplicação de nutrientes (Cont). Quantificou-se o estoque de C em camadas no perfil do solo (0-70 cm) após 4 e 12 anos, e o estoque de C nas frações leve livre (FLL), leve oclusa (FLO), particulada (Part) e associada a silte e argila (S+A) da MOS após 12 anos. Os dejetos proporcionaram maiores aumentos no estoque de C no solo e nas frações da MOS em relação ao FM. Esses efeitos foram verificados até 10 cm, sendo mais marcantes com o uso de CSS e DLB. A utilização de CSS e DLB em longo prazo aumenta o estoque de C no solo e favorece a proteção da MOS pelo acúmulo de C em complexos organo-minerais e pela oclusão de C em agregados. Isso sugere que o C derivado da CSS e do DLB são relativamente estáveis e tem grande importância na estabilização da MOS.

Palavras-chaves: Fertilizantes orgânicos. Fracionamento físico. Qualidade do solo.

ABSTRAC

CARBON STOCK IN SOIL AND IN FRACTIONS OF ORGANIC MATTER WITH MANURES AND MINERAL FERTILIZER USE, IN LONG TERM UNDER NO-TILLAGE

AUTOR: Lucas Antonio Telles Rodrigues
ORIENTADOR: Carlos Alberto Ceretta

Effect of animal manure use in soil is most diverse and has great importance, which is influenced directly or indirectly by carbon (C) added to soil. In Brazil, there is a lack of information in long - term experiments comparing effect of manures types and mineral fertilizer on soil organic carbon (SOC) stock and in labile and stable fractions of soil organic matter (SOM). The objective of this work was to investigate the impact of successive long-term applications of manure and mineral fertilizer over 12 years on soil C stock and physical fractions of SOM. The study was conducted in an experiment from 2004 to 2016 in Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brazil. The treatments consisted of application of Mineral Fertilizer (MF); Pig Slurry (PS); Cattle Slurry (CS); Pig Deep Litter (PDL) and Control, without fertilization (Cont). C stock in soil profile (0-70 cm) was quantified after 4 and 12 years, and the C stock in free light fraction (FLF), occluded light fraction (OLF), particulate (Part) and associated to silt and clay (S + C) of SOM after 12 years. Manure use yielded higher increases in C stock in soil and in SOM fractions in relation to MF. These effects were verified up to 10 cm, and were more marked with the use of PDL and CS. PDL and CS use in long term increases C stock in soil and favors SOM protection by C accumulation in organo-minerals complexes and C occlusion in aggregates. This suggests that C derived from of PDL and CS are relatively stable and of great importance in SOM stabilization.

keywords: Organic fertilizers. Physical fractionation. Soil quality.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Estoque de carbono orgânico em camadas de solo nos anos 2008 (a), 2016 (b) e no perfil do solo de 0-70 cm (c) após 4 e 12 anos nos tratamentos Controle, FM: Fertilizante Mineral, DLS: dejetos líquidos de suíno, DLB: dejetos líquidos de bovino e CSS: Cama sobreposta de suíno. Letras diferentes entre os tratamentos na mesma profundidade indicam diferença significativa (teste Scott Knott 5%). n.s.: não significativo. Erro padrão está apresentado na superfície das barras.....42
- Figura 2 - Estoque de C nas camadas de 0-4 e 4-10 cm em 2008 (a) e em 2016 (b), após 4 e 12 anos, respectivamente, nos tratamentos Controle, FM: Fertilizante Mineral, DLS: dejetos líquidos de suíno, DLB: dejetos líquidos de bovino e CSS: Cama sobreposta de suíno. Letras diferentes entre os tratamentos na mesma profundidade indicam diferença significativa (teste Scott Knott 5 %). n.s.: não significativo. Erro padrão está apresentado na superfície das barras..... 43
- Figura 3 - Estoque de carbono no solo, nas frações silte + argila (S+A), fração leve livre (FLL), fração leve oclusa (FLO) e fração particulada (Part) na camada de solo de 0-4 (a, b), 4-10 (c, d) e 10-20 cm (e, f) após 12 anos de uso de dejetos e fertilizante mineral. Erro padrão estão apresentados na parte superior das barras. Médias representadas por barras seguidas por letras diferentes diferem significativamente (teste Scott Knott 5%).....45

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Caracterização físico-química do solo na camada de 0-10 cm em 2015, após 17 aplicações dos tratamentos.....	38
Tabela 2 - Adição anual de matéria seca da parte aérea das plantas e dos dejetos de animais, adição de C por plantas e por dejetos de animais e adição total de C com a aplicação de dejetos de animais e fertilizante mineral.....	39
Tabela 3 - Densidade aparente do solo em área com uso de dejetos de animais e fertilizante mineral.....	40
Tabela 4 - Estoque de C no solo e nas frações físicas da matéria orgânica na camada de solo 0-20 cm após 12 anos do uso de dejetos de animais e fertilizante mineral.....	41
Tabela 5 - Regressão linear e coeficiente de determinação (R^2) na camada de solo de 0-20 cm, entre o estoque de C no solo integral e nas frações físicas da MOS e adição de C pelas plantas, pelos dejetos de animais e C total (plantas + dejetos de animais).....	44

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	12
1.2 HIPÓTESES	15
1.3 OBJETIVO GERAL.....	15
1.4 OBJETIVOS ESPECIFICOS	15
2 ARTIGO - ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EM FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA COM O USO DE DEJETOS E FERTILIZANTE MINERAL, EM LONGO PRAZO SOB PLANTIO DIRETO	16
2.2 INTRODUÇÃO.....	16
2.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	18
2.3.1 Descrição do experimento e tratamentos utilizados	18
2.3.2 Coleta e preparo das amostras	19
2.3.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo	20
2.3.4 Análise e cálculo dos estoques de C.....	21
2.3.5 Análise estatística.....	22
2.4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	22
2.4.1 Estoque de C no solo	22
2.4.2 Estoque de C nas frações da MOS	26
2.4.2.1 Fração pesada	26
2.4.2.2 Frações leves	28
2.5 CONCLUSÕES	31
2.6 REFERÊNCIAS	32
2.7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	46

1 INTRODUÇÃO GERAL

A suinocultura e bovinocultura leiteira são atividades de grande destaque no Brasil, pois perfazem grande parte da economia do país e são geradores de emprego e renda no setor agropecuário. A maior parte da produção de suínos é concentrada nos estados PR, SC e RS, que abateram em 2016, respectivamente, 21,4, 27,4 e 20,6 % da produção brasileira (ABPA, 2016). Além de carne de suínos, a região sul é também uma das maiores produtoras de leite do país, com 34,7% da produção nacional (IBGE, 2014). Esses dados são indicativos do potencial dessa região do Brasil na produção de alimentos origem animal, que principalmente frente ao crescimento populacional e combate à fome mundial é de extrema importância.

A intensificação dos sistemas de produção, no qual engloba-se, principalmente, o melhoramento genético, nutrição animal e tecnificação de equipamentos e instalações, trouxe como principal bônus o aumento da produção pecuária (MANZANO et al., 2006). No entanto, a criação de animais em sistemas cada vez mais intensivos, embora sejam atividades economicamente vantajosas, por outro lado são geradoras de grande volume de resíduos, principalmente dejetos líquidos, produzidos diariamente em grande quantidade e armazenados em esterqueiras a céu aberto. Quando mal manejados e/ou descartados indevidamente os dejetos podem causar impacto ambiental negativo, principalmente a contaminação das águas superficiais e sub superficiais (DOS SANTOS et al., 2012), e emissão de gases de efeito estufa (AITA et al., 2014). Diante dessa problemática, para reduzir o volume de resíduos, uma alternativa é a criação de suínos em sistema de cama sobreposta (CSS) que consiste em manter os animais sobre uma cama constituída por maravalha, palha de culturas e/ou casca de arroz durante todas as fases de criação (COSTA et al., 2006). Nesse sistema as fezes e urina são absorvidas pela cama a medida que são excretadas pelos animais, originando um resíduo orgânico sólido, com menor odor e de fácil manejo em relação aos dejetos líquidos.

A utilização de dejetos como fertilizante aplicados repetidamente em áreas cultivadas com espécies para produção de grãos e forragens, é prática mundialmente conhecida e comumente usada nas regiões produtoras de suínos e de bovinos no Brasil, e pode ser considerada alternativa viável de descarte (KONZEN; ALVERENGA, 2005). Essa forma de utilização dos dejetos justifica-se, principalmente, pela presença de macro nutrientes como N, P, K e Ca, além de micronutrientes Cu e Zn, que são importantes para a nutrição de plantas (SEGRANFREDO, 1999). Nos dejetos líquidos, seja de suínos ou de bovinos, a maior parte do N está na forma de amônio (NH_4) devido à baixa disponibilidade de O_2 nas esterqueiras e a

restrita presença de microrganismo nitrificadores (DOS SANTOS et al., 2007). Por outro lado, no sistema de CSS, 70 a 90 % do N está presente na forma orgânica (OLIVEIRA, 1999), além disso, esse tipo de dejetos apresenta maior quantidade de matéria seca e maior relação C/N em relação a dejetos na forma líquida (SÁNCHEZ; GONZÁLEZ, 2005; GIACOMINI; AITA, 2008). Desse modo, quando aplicado ao solo via dejetos líquidos o N-NH₄ estará passível de ser absorvido pelas plantas imediatamente após a aplicação. Entretanto, o N presente na CSS terá que ser mineralizado, o que pode reduzir o seu potencial como fonte de N às plantas (GIACOMINI et al., 2013). Essas características entre as fontes (dejetos líquidos e sólidos) podem implicar em respostas diferenciadas à produção de matéria seca e grãos das culturas (CERETTA et al., 2005) e no estoque de C no solo, por isso seus efeitos precisam ser melhor estudados, especialmente em experimentos de longa duração.

A quantidade de C mantida em sistemas agrícolas é dependente do clima, condições de solo, sistemas de culturas e práticas de manejo (BAYER et al., 2009; DIECKOW et al., 2005; SIX et al., 2002; SHI et al., 2014). Assim, o impacto no conteúdo C no solo causado pela prática de aplicação de dejetos de animais tem sido variado de positivo (BRUNETTO et al., 2012; MAFRA et al., 2014; LOURENZI et al., 2016), sem efeito (STENEIR et al., 2010) a impacto negativo (ANGERS et al., 2010). Os ganhos positivos de C pela aplicação de dejetos são atribuídos ao aumento na produção de matéria seca das culturas que retorna ao solo e, principalmente pela adição de C via compostos não decomponíveis no sistema digestivo dos animais e excretados via dejetos (MAILARD et al., 2015; MAILARD et al., 2016; KING et al., 2015). Esses compostos podem estar presentes nos dejetos em maior ou menor quantidade, dependendo da base de alimentação, da espécie animal e o tipo de dejetos (MORVAN et al., 2006). O uso de dejetos líquidos de suíno nem sempre resulta em aumento no estoque de C no solo e, esse efeito tem sido atribuído, principalmente, a baixa adição de C, adição de compostos de C de fácil mineralização, e pela decomposição da matéria orgânica nativa do solo pelo efeito *priming*, (ANGERS et al., 2010). Por outro lado, o uso de dejetos líquidos de suínos e bovinos em mistura com materiais com elevada relação C/N pode ter efeito positivo no estoque de C (COMIN et al., 2013; MARIASELVAM et al., 2014). Entretanto, esses resultados contraditórios indicam que são necessários mais estudos avaliando uso de dejetos de animais, em especial o efeito de dejetos líquidos no estoque de C no solo em experimentos de longa duração.

A matéria orgânica do solo (MOS) constitui o maior reservatório de C na superfície terrestre (MACHADO, 2005), é considerada uma mistura complexa de substâncias com diferentes graus de recalcitrância e suscetibilidade à decomposição microbiana (SEBAG et al.,

2006). Sua estabilização no solo depende principalmente da recalcitrância dos compostos orgânicos, da associação com minerais e da proteção do C pela oclusão nos agregados do solo (MIKUTTA et al., 2006). Por isso, quantificar apenas mudanças no estoque total de C no solo pelo emprego de diferentes práticas de manejo não fornece informações sobre a natureza e tempo de permanência da MO no solo. Assim, a separação da MOS em *pools* com diferentes graus de recalcitrância e tempo de permanência no solo tem sido usualmente proposto (VON LUTZOW et al., 2008). SOHI et al., (2001) propôs a separação e quantificação de compartimentos da MOS empregando-se a combinação do método físico densimétrico e granulométrico de fracionamento. Esse método consiste em primeira etapa na separação das frações leves da MOS através do uso de uma solução densa com iodeto de sódio ($1,8 \text{ g cm}^{-3}$), seguida de centrifugação, filtragem e dispersão com ultrassom. Em uma segunda etapa, a obtenção das frações pesadas da MOS associadas as partículas de areia, silte e argila, denominadas de fração pesada, podem ser obtidas através do emprego do fracionamento granulométrico por peneiramento úmido.

O fracionamento físico da MOS tem sido uma ferramenta útil para entender o comportamento da MO no solo, pois a sua separação em frações fornece maiores informações com relação a funcionalidade da MOS em *situ* em relação ao método de fracionamento químico (WANDER; TRAINA, 1996). As frações leves da MOS são consideradas como indicadoras de disponibilidade de nutrientes no solo (THOMAS et al., 2016), principalmente como uma fonte mineralizável de C e N (WHALEN et al., 2000), e geralmente mostram-se responsivas à aplicações de dejetos (GONG et al., 2009; YAN et al., 2007). O incremento de C na fração pesada da MOS pela aplicação de dejetos, na forma de complexos organo-minerais sugere relativamente elevada estabilidade do C aplicado via dejetos (MAILARD et al., 2015), isso indica maior estabilização da MO em solos que receberam aplicações de dejetos em relação a adubação tradicional com fertilizante mineral.

No Brasil, os efeitos do uso de dejetos em relação a adubação tradicional no estoque de C no solo e em frações da MOS em experimentos de longa duração são pouco conhecidos. Como a capacidade do solo em fornecer nutriente às plantas e as questões ambientais, são diretamente influenciadas pelo C no solo, é importante que se estude como e o quanto as práticas agrícolas de manejo, como o uso de dejetos, podem modificar positiva ou negativamente o estoque de carbono no solo de médio a longo prazo.

1.2 HIPÓTESES

- a) Os dejetos, especialmente cama sobreposta de suínos e dejetos líquidos de bovino proporcionam maior aumento no estoque de C do que o uso de fertilizante mineral;
- b) Aplicações sucessivas de dejetos por um longo período promovem acúmulo de C nas frações lábeis e estáveis da MOS, sendo esse efeito mais pronunciado nas frações lábeis, no solo submetido à adição de cama sobreposta de suínos.

1.3 OBJETIVO GERAL

Investigar o impacto de aplicações sucessivas a longo prazo de diferentes dejetos de animais e fertilizante mineral no estoque de C do solo e, em frações físicas da MOS em Argissolo cultivado sob sistema de plantio direto

1.4 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar o efeito de 18 aplicações de diferentes dejetos e fertilizante mineral no estoque de C em camadas no perfil do solo de 0-70 cm, após 4 e 12 anos;
- b) Avaliar o efeito da aplicação de diferentes dejetos e fertilizante mineral por 12 anos no estoque de C nas frações leve livre, leve oclusa, particulada, e associada a silte e argila da MOS.

2 ARTIGO - ESTOQUE DE CARBONO NO SOLO E EM FRAÇÕES DA MATÉRIA ORGÂNICA COM O USO DE DEJETOS E FERTILIZANTE MINERAL, EM LONGO PRAZO SOB PLANTIO DIRETO

2.1 INTRODUÇÃO

Dejetos de animais são usados há 4000 anos em países como China, Japão e Coreia para aumentar a fertilidade do solo (HAYNES, 1984) e representam uma estratégia à ciclagem de nutrientes (SILESHI et al., 2016). Contudo, seus efeitos no solo são os mais diversos e de grande importância, sendo muitos deles influenciados direta ou indiretamente pelo carbono (C) adicionado ao solo (DOMINGO-OLIVÉ et al., 2016). Dependendo das condições ambientais e de uso e manejo, o solo pode funcionar como fonte ou dreno de C. Assim, identificar práticas de manejo que, associadas ao plantio direto, mantenham ou aumentem o carbono orgânico do solo (COS) é importante, principalmente porque o COS está diretamente relacionado com as melhorias nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (COMIN et al., 2013; LOURENZI et al., 2016; GONG et al., 2009) e, conseqüentemente, no aumento da produção de alimentos e na segurança alimentar global (LAL, 2006). Além disso, aumentar o sequestro de C no solo é importante para mitigar os efeitos negativos da emissão de CO₂ à atmosfera e, conseqüentemente do aquecimento global (JANZEN, 2004; LAL, 2004).

Estudos recentes realizados em condições distintas de clima e solo mostram que a adubação com dejetos de animais, sozinhos ou combinados com fertilizante mineral, é mais eficiente em aumentar o estoque de COS do que o apenas uso de fertilizante mineral (GONG et al., 2009; HUANG et al. 2010; HE et al., 2015; MAFRA et al., 2014). Além disso, o uso dejetos na forma sólida, que possuam maior teor de matéria seca (MS) e maior relação C:N podem apresentar maior efeito positivo no COS do que o uso de dejetos líquidos (DOMINGO-OLIVÉ et al., 2016; ROMANYÁ et al., 2012). O maior efeito de dejetos sólidos em relação a dejetos líquidos, pode estar relacionado com a maior quantidade do C adicionada ao solo (GRIGNANI et al., 2007) e ao maior coeficiente de humificação (H) nos dejetos sólidos em relação aos dejetos líquidos (BERTI et al., 2016). Entretanto, esse efeito não está bastante claro.

Avaliar mudanças causadas pelo uso de dejetos de animais apenas no estoque de COS não remete à sua natureza ou persistência no solo, pois a matéria orgânica do solo (MOS) não

é homogênea em termos de natureza, dinâmica e função no ambiente (CHRISTENSEN, 2000), tendo sido conceitualmente dividida em compartimentos com diferentes graus de recalcitrância e tempo de permanência no solo (VON LÜTZOW et al., 2008). Nesse sentido, a separação e quantificação de compartimentos da MOS através do emprego métodos de fracionamento físico tem sido usado nas últimas décadas para avaliar os efeitos do uso dejetos de animais como fonte de adubação em frações da MOS (AOYAMA et al., 1999; HE et al., 2015; MAILLARD et al., 2015), por ser considerado menos destrutivo que o fracionamento químico e se relacionar com as funções e estrutura da MOS em *situ* (CHRISTENSEN, 1992). Alguns autores têm focado seus estudos em avaliar o efeito dos dejetos em frações mais lábeis da MOS (MARRIOTT et al., 2006; THOMAS et al., 2016; HEITKAMP et al., 2011; YAN et al., 2007) porque essas frações são vistas como indicadores precoces de mudanças na MOS causadas pelas práticas agrícolas de manejo do solo (LEIFELD; KÖGEL-KNABNER, 2005; HAYNES, 2000), como uma fonte de C e N mineralizável (WHALEN et al., 2000) e geralmente são maiores em solos com aplicação de dejetos em relação a fertilizante mineral (GONG et al., 2009; DOMINGO-OLIVÉ et al., 2016). Poucos estudos têm avaliado o efeito dos dejetos de animais em frações mais estáveis da MOS (GONG et al., 2009; MAILLARD et al., 2015; DING et al., 2012), principalmente comparando tipos de dejetos e fertilizante mineral. Em adição, estudos avaliando o efeito de dejetos líquidos no estoque de COS, principalmente dejetos líquidos de suínos, são considerados escassos comparado a dejetos sólidos (MAILLARD; ANGERS, 2014).

A estabilização da MOS depende principalmente da sua recalcitrância, associação com os minerais e a capacidade de proteção física do solo (CHRISTENSEN, 1992; SIX et al., 2002a). Entretanto, contrariamente ao que se acredita, evidências de pesquisas indicam que compostos orgânicos recalcitrantes como a lignina não são seletivamente preservados durante a degradação da MO no solo (KALBITZ et al., 2006; SOLLINS et al., 2006). Esse mecanismo é considerado de menor importância na estabilização da MOS por longo tempo em relação a estabilização química da MO pela associação de compostos orgânicos aos minerais no solo (MARSCHNER et al., 2008). Assim, é importante identificar mudanças causadas pelo uso de dejetos e fertilizante mineral por longo tempo em compartimentos lábeis e, principalmente, em frações mais estáveis da MOS como o C associado a fração silte e argila (fração pesada). Pois, nessa fração atuam mecanismos importantes no processo de resistência à decomposição e estabilização da MOS a longo prazo (VON LÜTZOW et al., 2008), principalmente em regiões tropicais, onde predominam solos formados por minerais

1:1 e óxidos de Fe e Al em que as condições climáticas favorecem uma rápida decomposição da MOS (SIX et al., 2002b).

Em condições subtropicais, no Brasil, pesquisas tem reportado efeito positivo do uso de dejetos no COS (COMIN et al., 2013; DA SILVA OLIVEIRA et al., 2016; MAFRA et al., 2014; LOURENZI et al. 2016). Entretanto, nessas condições há carência de estudos em experimentos de longa duração, comparando o efeito de tipos de dejetos e fertilizante mineral no estoque de COS e em frações lábeis e estáveis da MOS. Motivado por isso foi realizado o presente trabalho no sul do Brasil, sob um experimento que vem sendo conduzido há 12 anos, onde são empregados diferentes dejetos quanto a espécie animal, teor de MS e relação C/N, e a fertilização mineral tradicional. As hipóteses estabelecidas são de que os dejetos, especialmente cama sobreposta de suínos e dejetos líquidos de bovino proporcionam maior aumento no estoque de COS do que o uso de fertilizante mineral e que as aplicações sucessivas de dejetos por um longo período promovem acúmulo de C nas frações lábeis e estáveis da MOS, sendo esse efeito mais pronunciado nas frações lábeis, no solo submetido a adição de cama sobreposta de suínos. Assim, o objetivo desse trabalho foi investigar o impacto de aplicações sucessivas a longo prazo de diferentes dejetos de animais e fertilizante mineral no estoque de C do solo e, em frações físicas da MOS em Argissolo cultivado sob sistema de plantio direto por 12 anos.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Descrição do experimento e tratamentos utilizados

Este estudo foi realizado em um experimento de longa duração localizado na área experimental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), em Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil (29°43'12''S, 53°43'4''W). O clima da região é do tipo subtropical úmido (Cfa 2), com médias anuais de temperatura, precipitação e umidade relativa de 19,3°C, 1561 mm e 82%, respectivamente. O solo é classificado como Argissolo Vermelho distrófico arênico (SANTOS et al., 2013) com 55 g kg⁻¹ de argila; 316 g kg⁻¹ de silte e 627 g kg⁻¹ de areia. Mais detalhes sobre as características físico-químicas do solo do experimento são apresentados na Tabela 1.

O experimento foi iniciado em 2004, sob sistema de plantio direto, com delineamento experimental em blocos ao acaso, com quatro repetições em parcelas de 25 m² (5 x 5 m) e com os seguintes tratamentos: Controle, sem a aplicação de nutrientes; Fertilizante Mineral (FM); Dejeito líquido de suínos (DLS); Dejeito líquido de bovinos (DLB) e Cama sobreposta de suínos (CSS).

A quantidade aplicada dos dejetos durante os 12 anos de condução do experimento foi determinada com base na exigência de N de cada cultura, considerando o teor de matéria orgânica do solo, o teor de N e os índices de eficiência dos dejetos. Todos os tratamentos empregados de 2004 a 2016 seguiram a recomendação estabelecida pela Comissão de Química e Fertilidade dos Solos para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina (CQFS-RS/SC, 2016).

Entre os anos de 2004 e 2009, os dejetos e o fertilizante mineral foram aplicados antes da semeadura do milho (*Zea mays* L.) em sucessão com aveia preta (*Avena strigosa* Schreb.) e nabo forrageiro (*Raphanus sativus* L.). A partir do ano de 2010, as aplicações foram realizadas duas vezes ao ano, antecedendo a semeadura da cultura de verão e inverno, com as seguintes sucessões: em 2010/2011 e 2011/2012 foi cultivado milho e aveia preta, em 2012/2013 milho e feijão preto (*Phaseolus vulgaris* L.), em 2013/2014 e 2014/2015 trigo (*Triticum* spp.) e milho e em 2015/2016 aveia preta e milho.

O DLS e o DLB foram coletados em reservatórios anaeróbicos de propriedades típicas suinícolas e de bovinocultura leiteira, respectivamente, localizadas no município de Santa Maria. Esses dejetos eram compostos por fezes, urina, restos alimentares e água de lavagem das instalações. A CSS foi proveniente do setor de suinocultura da UFSM e era composta por resíduos de beneficiamento de arroz (casca), fezes, urina e restos alimentares. No tratamento FM, foram empregados ureia, superfosfato triplo e cloreto de potássio, como fonte de NPK, respectivamente, com base na análise prévia do solo e a necessidade nutricional de cada cultura. Amostras do DLS, DLB e CSS foram coletadas precedendo a aplicação dos dejetos e, amostras da parte aérea das culturas em pleno estágio reprodutivo, para determinação da quantidade de matéria seca (MS), e concentrações de carbono (C), nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) conforme TEDESCO et al. (1995). Assim, estimou-se contribuição média anual de MS e C adicionados ao solo pela parte aérea das culturas e pelos dejetos.

2.2.2 Coleta e preparo das amostras de solo

A amostragem do solo foi realizada nos anos 2008 e 2016, portanto aos 4 e 12 anos após a instalação do experimento, respectivamente. O solo foi amostrado nas camadas 0-4, 4-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-60 e 60-70 cm. Para isso, em cada parcela abriu-se duas trincheiras com dimensões de 40 x 40 x 40 cm e, em cada uma destas, coletou-se duas amostras de solo, uma no sentido longitudinal e a outra transversal a linha de semeadura. Nas camadas abaixo de 40 cm o solo foi coletado tendo-se usado um trado holandês. Para o estudo de fracionamento físico da MOS, nas camadas 0-4, 4-10 e 10-20 cm coletou-se o solo em blocos indeformados tendo-se usado uma espátula. As quatro sub amostras obtidas em cada parcela foram unidas em uma única amostra que foi acondicionada e transportada em sacos plásticos até o galpão de apoio do departamento de solos da UFSM. As amostras destinadas ao fracionamento da MOS foram de forma manual e cuidadosamente quebradas em agregados (< 8 mm), passadas em peneira de 8 mm, removidos manualmente raízes visíveis e restos de vegetais não decompostos, e secas ao ar a temperatura ambiente. Todas as amostras obtidas nas demais camadas, incluindo parte das de 0-4, 4-10 e 10-20 cm, foram secas ao ar, destorroadas com rolo de madeira, passadas através de peneira de 2 mm e posteriormente moídas à granulometria de talco em moinho de bolas para determinação dos teores totais de C e N.

Em cada camada amostrada determinou-se a densidade aparente do solo (Tabela 3), nos quatro blocos de cada tratamento, com exceção as camadas abaixo de 40 cm de profundidade, em que se amostrou uma área adjacente ao experimento. A amostragem foi realizada tendo-se usado de anéis volumétricos metálicos com volume de 78 cm³, conforme EMBRAPA (1997).

2.2.3 Fracionamento físico da matéria orgânica do solo

Utilizou-se o método de fracionamento da MOS adaptado de SOHI et al. (2001) e usado por MAILARD et al. (2015). Esse método combina fracionamento densimétrico, em solução densa com iodeto de sódio (NaI, 1,8 g mL⁻¹), e granulométrico, por peneiramento úmido do solo. Em frascos de centrifuga, com capacidade de 200 mL, foram adicionados 15 g de solo em agregados (< 8 mm) secos ao ar à temperatura ambiente. Em seguida, 90 mL da solução de NaI foi adicionada lentamente ao solo, o frasco foi então, lenta e cuidadosamente invertido por 5 vezes para colocar todos os agregados em contato com a solução densa.

Posteriormente, a suspensão (solo + materiais flutuantes em NaI) foi centrifugado a $2000 \times g$ por 90 min a $22 \text{ }^\circ\text{C}$ e o sobrenadante, incluindo a fração livre e leve (FLL) (densidade $< 1,8 \text{ mL}^{-1}$) da MOS, foi recolhido em sistema adaptado de sucção por bomba a vácuo. A FLL da matéria orgânica foi recuperada pela filtragem do sobrenadante em sistema millipore (Asséptico Sterifil, 47mm – Millipore) com filtros de fibra de vidro (47 mm de diâmetro; 2 microns – Whatman tipo GF/A). Após a filtragem, a FLL + filtro foram lavados com, aproximadamente, 200 mL de água destilada para retirar o excesso do NaI, colocados em placas de petri e levados a estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ por 48 h. A solução NaI recuperada na primeira filtragem retornou ao frasco original contendo o solo foi então manual e lentamente agitado em movimentos circulares para colocar o solo em contato com a solução novamente. Em seguida, os agregados foram dispersos em ultrassom (VCX 750 ultrasonic) ajustado para 80% da máxima amplitude, aplicando-se energia de $377,47 \text{ J mL}^{-1}$, previamente determinada para a dispersão de 99% das partículas de argila. Após o rompimento dos agregados e dispersão das partículas de solo, a fração leve oclusa (FLO) em contato com o líquido denso foi recuperada como descrito acima para a FLL. As frações leves (FLL e FLO) foram, juntamente com os filtros, secas em estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ por 48 h, quantificadas quanto a sua massa, e armazenados em potes de acrílico de 23 mL a temperatura ambiente.

A fração particulada tamanho areia (Part) e a fração associada a silte + argila (S+A), nominadas fração pesada (FP) (densidade $> 1,8 \text{ g mL}^{-1}$), contida no frasco de centrifuga foram lavada com 90 mL de água destilada, em seguida foi centrifugada a $2600 \times g$ por 15 min e a água descartada. Esse procedimento foi repetido três vezes e teve por finalidade a remoção do excesso do NaI. Para a obtenção das frações granulométricas, após a lavagem da FP, adicionou-se 100 mL de água destilada ao frasco de centrifuga e a FP foi então suspensa e transferida para frascos de vidro com tampa tipo rosca de 200 mL que, em seguida, foram colocados em agitador horizontal por 2 h a $130 \text{ oscilações min}^{-1}$. Logo após a agitação, o lodo (FP + água) foi passado através de peneira de 53 mm a qual reteve a fração Part, separando da fração S+A. Ambas as frações foram colocadas em latas de 200 mL, secas em estufa a $50 \text{ }^\circ\text{C}$ por 4 dias, quantificadas quanto sua massa e armazenados em potes de acrílico a temperatura ambiente.

2.2.4 Análise e cálculo dos estoques de C

Sub amostras do solo e amostra total das frações S+A e Part foram moídas em moinho de bolas, e das frações FLL e FLO da MOS foram moídas manualmente em grau de ágata. Em todas as amostras foram determinados teores de C e N total por via seca em combustão em câmara fechada a 975 °C (Flash EA 1112, Thermo Finnigan). Determinou-se a umidade gravimétrica das amostras do solo de cada tratamento e, posteriormente a correção da massa das frações da MOS. A concentração de C nas frações considerando o solo (g C kg^{-1} solo) foi determinada multiplicando a concentração de C na fração (g C kg^{-1} fração) pela massa corrigida da fração e dividido pela massa de solo da amostra. A recuperação média da massa inicial do solo das amostras submetidas ao fracionamento foi de 96,6%. Os estoques de C no solo e nas frações da MOS (Mg ha^{-1}) foram calculados por massa equivalente utilizando a massa de solo do tratamento Controle como área de referência (ELLERT; BETTANY, 1995; ELLERT et al., 2007).

2.2.5 Análise estatística

Os resultados foram submetidos à análise de variância pelo teste F e, quando significativo para o fator em questão, as médias dos tratamentos de cada fração e solo integral foram comparadas pelo teste de *Scott Knott*, a 5% de probabilidade de em cada camada amostrada. Para tanto, utilizou-se o programa estatístico Sisvar 5.3. Finalmente, realizou-se análise de correlação entre a adição de C e os estoques no solo e nas frações da MOS com uso do software Sigma Plot 12.3

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Estoque de C no solo

Em geral, os dejetos promoveram acréscimo no estoque de COS em relação ao Controle e ao FM, em 2008 e 2016 (Figuras 1a e 1b). Entretanto os maiores aumentos foram verificados na camada de 0-4 cm (Figuras 2a e 2b), exceto após 12 anos de aplicação de CSS, em que os efeitos foram verificados até 10 cm (Figuras 2b). Considerando a camada de solo de 0-10 cm, destacou-se a CSS no incremento de COS, seguido pelo DLB e DLS (apenas

após 12 anos), enquanto que o FM não aumentou o estoque de C em relação ao Controle. Os aumentos proporcionados pelas aplicações de CSS, DLB e DLS em relação ao Controle na camada de 0-10 cm foram, respectivamente, de 26, 23 e 13 %, em 2008 e de 72, 31 e 16% em 2016 (Figuras 1a e 1b). Quando se avalia a evolução no estoque de COS de 2008 para 2016 no perfil do solo de 0-70 cm, ou seja, quando haviam transcorridos 4 e 12 anos de aplicações, percebe-se o CSS, DLB, DLS e FM promoveram acréscimo no estoque de COS apenas após 12 anos (Figura 1c). Estudos anteriores já reportaram efeito positivo no estoque de COS pelo uso de dejetos de animais (COMIN et al., 2013; MAFRA et al., 2014; DA SILVA OLIVEIRA et al., 2016; LOURENZI et al. 2016). COMIN et al., (2013) avaliaram o efeito do uso de DLS e CSS como fertilizante por oito anos em Argissolo no sul do Brasil e verificaram incremento de 27% no COS na camada de 0-10 com uso de CSS, entretanto não observaram efeito do uso de DLS. Em adição, LOURENZI et al., (2016) estudaram o efeito de doses de CSS no COS após seis anos em Latossolo no sul do Brasil e, verificaram incremento de 26 % na camada de 0-4 cm com dose semelhante à desse estudo. Adicionalmente, DA SILVA OLIVEIRA et al., (2016) verificaram incremento de aproximadamente 24% no estoque de C na camada de solo de 0-40 cm em sistema de plantio direto associado com uso de DLS em solo no sul do Brasil. Os efeitos positivos no estoque de C seguido do uso de dejetos de animais se deve ao fato de que, além de aumentar a produção de matéria seca da parte aérea, pelo incremento dos nutrientes no solo (CERETTA et al., 2005; KING et al., 2015), os dejetos adicionam C da sua fase sólida e líquida, podendo contribuir diretamente para o aumento do estoque de COS (BATTACHAYYRA et al., 2010; MAILARD et al., 2015).

O efeito positivo no estoque de C no solo com aplicação de dejetos em relação ao FM, possivelmente se deve a maior adição de C ao solo (plantas + dejetos), que de dejetos variou de 6,96 a 9,45 Mg ha⁻¹ ano⁻¹, e com FM a adição foi de 4,83 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (Tabela 2). Além disso, foi maior a correlação entre estoque de C no solo com o C dos dejetos do que com o C adicionado via resíduos culturais (Tabela 5) e isso suporta a ideia de que os dejetos podem contribuir diretamente no incremento de C no solo adicionalmente ao efeito dos resíduos culturais (AYOAMA et al., 1999b; MAILARD et al., 2015). Assim, o uso de dejetos proporciona maior sequestro de C no solo em relação ao FM, além de melhorias nas propriedades físicas e químicas do solo (Tabela 1). Isso contribui para que também se tenha observado maior efeito do uso de dejetos em relação ao FM no estoque de COS em condições subtropicais no Brasil (LOURENZI et al. 2016; MAFRA et al., 2014; STEINER et al., 2012) e em outras partes do mundo (HUANG et al. 2010; MAILARD et al., 2016; He et al., 2015). Os dejetos de animais podem proporcionar efeitos adicionais ao FM, como a diminuição da

disponibilidade de Al^{3+} e aumento dos teores de Ca^{+2} no solo (CASSOL et al., 2012), aumento da saturação por bases (BRUNETTO et al., 2012), adição de alguns micronutrientes e substâncias que podem ter efeito indireto no estoque de C, por estimular a produção de MS das culturas (ANNICCHIARICO et al., 2011), bem como estimular a adição de C via produção de exsudatos radiculares e *turnover* de raízes como previamente sugerido por (AOYAMA et al., 1999b).

O efeito do uso da CSS (sólido) foi maior no estoque de C comparado ao DLS (líquido) na camada de 0-10 cm em relação ao controle, tanto em 2008 (12,8 - 17,5 Mg C ha⁻¹), quanto em 2016 (12,4 - 23,4 Mg C ha⁻¹), enquanto que o DLS proporcionou discreto aumento somente em 2016 (12,4 - 14,7 Mg C ha⁻¹). Com isso, ficou evidenciado o menor efeito de dejetos de suínos na forma líquida em relação a forma sólida no estoque de COS. Esses resultados também foram observados por AGUILERA et al. (2013) e COMIN et al. (2013) que verificaram baixo e nenhum efeito do uso DLS em relação ao uso de CSS no COS. Possivelmente isso se deve, principalmente, as diferenças na qualidade e quantidade do C adicionado entre as duas fontes (Tabela 2). A CSS apresenta maior relação C/N do que o DLS devido ao material comumente utilizado na cama dos animais, (serragem e/ou casca de arroz). Além disso, na CSS a maior parte do C e N está na forma orgânica, enquanto no DLS em formas solúveis (GIACOMINI; AITA, 2008). A presença de casca de arroz na CSS pode implicar em baixa mineralização pelos microrganismos (GIACOMINI et al., 2007), aliada a baixa disponibilidade de nutrientes no solo, especialmente o N, pode ser um fator limitante na decomposição desse material (GIACOMINI; AITA, 2008) que tende a acumular no solo (COMIN et al., 2013).

O uso de DLS após quatro anos não proporcionou aumento no estoque de C no solo em 2008 (Figura 1a e 2a), embora a adição anual de C via matéria seca da parte aérea das plantas quando do uso de DLS (6,43 Mg ha⁻¹) tenha sido 10,6 % superior em relação ao CSS (5,81 Mg ha⁻¹) (Tabela 2). Similarmente, AGNE e KLAIN (2014) em quatro anos de aplicação de doses crescente de DLS de 0 a 240 m³ ha⁻¹, também não verificaram aumento no COS em Latossolo cultivado com pastagem no sul do Brasil. A ausência de aumento no estoque de C com uso de DLS após quatro anos pode ter sido devido à baixa adição anual de C via DLS (0,52 Mg ha⁻¹) (Tabela 2), ao tempo de adoção do sistema de plantio direto, considerado ainda um período de adaptação (CARVALHO et al., 2009), e possivelmente, ao efeito *priming* que pode ter ocorrido, aumentando a decomposição dos resíduos culturais e da matéria orgânica nativa do solo (FANGUEIRO et al., 2007). Entretanto, os resultados deste trabalho mostram que o uso de DLS como fonte de nutrientes às plantas após 12 anos,

resultou em maior estoque de COS em relação ao Controle na camada de 0-10 e no perfil do solo de 0-70 cm em 2016 (Figura 1b e 1c). No entanto, comparado aos tratamentos CSS e DLB, os aumentos proporcionados pelo DLS foram pouco expressivos.

O fato do DLB ter aumentado o estoque de COS na camada de 0-10 cm e no perfil de solo de 0-70 cm após 12 anos, em relação ao Controle (Figuras 1b e 1c), assemelha-se ao que também foi observado por MAILARD et al., (2015) e MAILARD et al., (2016). Esses autores verificaram efeito positivo no estoque de C até 20 cm de profundidade com uso de DLB após 17 e 21 anos de aplicação, respectivamente, em solo com revolvimento no Canadá. O maior incremento no estoque de C no solo com o uso de DLB do que com o DLS (Figuras 1 e 2), também se observa na meta análise feita por MAILARD e ANGERS, (2014), que com base em resultados de pesquisas enfatizam que o uso de DLB proporciona maior efeito positivo no estoque de COS do que o DLS. Provavelmente o maior efeito do DLB em relação ao DLS nesse estudo está associado as diferenças na constituição entre as duas fontes, pois a adição anual de C (plantas + dejetos) foi semelhante no DLB e DLS (7,04 e 6,96 Mg) (Tabela 2). Esses resultados sugerem que os compostos orgânicos excretados nas fezes de bovinos são mais estáveis do que os excretados pelos suínos, e tendem a acumular no solo. Possivelmente isso se deve ao fato de que o sistema digestivo nos ruminantes (bovinos) é mais agressivo do que nos monogástricos (suínos) (KIRCHMANNE; LUNDVALL, 1993). Adicionalmente, os bovinos são alimentados com forragens, enquanto os suínos a base de grãos. Assim, o DLB contém quantidade apreciável de fibras não digeridas no sistema digestivo dos bovinos e quando aplicado ao solo como fonte de nutriente às plantas, pode promover aumento no estoque de COS (MAILARD et al., 2016), em que maior parte do C pode acumular na forma de complexos organo-mineral, sugerindo elevada estabilidade da MOS (MAILARD et al., 2015).

O uso de FM como fonte de nutrientes, após 4 e/ou 12 anos, em cultivos sob plantio direto não aumentou o estoque de COS em nenhuma das camadas de solo, quando comparado ao Controle (Figuras 1 e 2). Entretanto, em 2016 (após 12 anos), quando avaliado todo o perfil do solo, ou seja, de 0-70 cm, observou-se maiores estoques de C no solo com uso de FM em relação ao Controle (Figura 1c). Contudo, essa diferença possivelmente ocorreu em função da baixa adição anual de C no tratamento Controle (2,86 Mg ha⁻¹, Tabela 2), que não foi suficiente para compensar as perdas de C pela decomposição anual da MOS (DIECKOW et al., 2005), proporcionando diminuição do estoque no Controle de 54,0 Mg C ha⁻¹ em 2008 para 52,2 Mg C ha⁻¹ em 2016 (Figura 1c). Os resultados desse trabalho mostram que a adição de C via matéria seca no tratamento com uso de FM pela sucessão de culturas utilizada, foi

suficiente apenas para manter os estoques de C no solo. Este aspecto também foi citado por DIECKOW et al., (2005), que avaliaram sistemas de culturas sob plantio direto por 17 anos no sul do Brasil e verificaram que a sucessão aveia (*Avena strigosa Schreb*) / milho (*Zea mays L.*) com adição de N foi suficiente apenas para manter os estoques de C no solo. Esse resultado pode ser devido ao aporte pouco expressivo de resíduos vegetais na superfície no sistema de sucessão aveia/milho com aplicação de FM, em relação a outros sistemas que propiciem maior adição de matéria seca a superfície do solo (BAYER et al., 2009; CAMPOS et al., 2011; DIECKOW et al., 2005), uma consequência de o solo ser arenoso, ou seja, oferecer pouca proteção física à decomposição da matéria orgânica (SIX et al., 2002b). Pois, a adsorção do C aos constituintes minerais do solo é um dos principais mecanismos de proteção da MOS (MARSCHNER et al., 2008; BLANCO-MOURE et al., 2016). Esses resultados indicam que é necessário propor sistemas de culturas que, associadas ao sistema de plantio direto, propiciem maior adição de resíduos à superfície do solo e, conseqüentemente, aumento no estoque de COS.

2.3.2 Estoque de C nas frações da MOS

2.3.2.1 Fração pesada

Em geral, os maiores efeitos no estoque de C nas frações S+A e Part foram verificados quando do uso de dejetos, enquanto que com o uso de FM, os efeitos foram pouco expressivos (Tabela 4, figura 3). Considerando a camada de solo de 0-20 cm, os maiores estoques de C nas frações S+A e Part foram, respectivamente, observados com uso do CSS (29,53 e 1,92 Mg ha⁻¹), seguido do DLB (24,65 e 1,81 Mg ha⁻¹), DLS (22,57 e 1,32 Mg ha⁻¹), enquanto que o FM (20,96 e 1,17 Mg ha⁻¹) e Controle (19,62 e 1,12 Mg ha⁻¹) não diferiram e apresentaram os menores estoques (Tabela 4). Alguns estudos já reportaram maior efeito de dejetos de animais em comparação ao FM no estoque de C em frações mais estáveis da MOS (GONG et al., 2009; HUANG et al., 2010; MAILARD et al., 2015). Isso se deve, principalmente, ao maior aporte de C nos tratamentos com uso de dejetos (C dejetos + C resíduos culturais) do que no tratamento FM, em que o C recuperado nessas frações resulta principalmente da decomposição de resíduo culturais (parte aérea, exsudados radiculares e decomposição de raízes). Além disso, a observação da maior relação do estoque de C nas S+A e Part com o C

dos dejetos em relação ao C da matéria seca das culturas (Tabela 5), indica que compostos orgânicos excretados via dejetos de animais contribuem diretamente, proporcionando aumento do conteúdo de C em frações estáveis da MOS (GONG et al., 2009). Os dejetos contêm polissacarídeos, compostos aromáticos e alifáticos, e adicionam C como fonte de energia (SLEUTEL et al., 2006) que estimulam a atividade de microrganismos (GONG et al., 2009) e a agregação do solo (COMIN et al., 2013), conseqüentemente a maior proteção física da MOS, enquanto no tratamento com FM nesse estudo esse efeito provavelmente foi menor e exclusivamente influenciado pela decomposição de resíduos da parte aérea, raízes e exsudatos radiculares das plantas (AOYAMA et al., 1999b).

O uso de FM proporcionou um discreto aumento (11,6 %) no estoque de C na fração S+A apenas na camada de 0-4 em relação ao Controle (Figura 3a). Esse efeito, provavelmente deve-se a decomposição de resíduos culturais na superfície do solo (BAYER et al., 2009). O acúmulo de C em profundidade na fração S+A e Part quando do uso do CSS (Figura 3c), provavelmente se deve a) a elevada quantidade de C adicionado, b) ao baixo teor de argila do solo ($55 \text{ g kg solo}^{-1}$) que reduz as interações organo-minerais e c) devido a elevada precipitação, associada a macro porosidade no solo no tratamento com aplicação de CSS (Tabela 1). Isso favorece a transferência de matéria orgânica particulada e o C produto da decomposição microbiana a partir do material usado na cama dos animais no tratamento CSS. Assim, o C é adsorvido a superfície dos constituintes minerais adicionalmente ao C dos resíduos culturais (AYOAMA et al., 1999a), similarmente ao que é sabido para C solúvel (NEFF; ASNER, 2001).

O maior aumento no estoque de C nas frações S+A e Part proporcionado pelo uso de CSS e DLB em relação ao DLS na camada de 0-20 cm (Tabela 4), possivelmente está associado a menor adição anual e maior labilidade do C adicionado no DLS ($6,96 \text{ Mg ha}^{-1}$) em relação ao CSS ($9,45 \text{ Mg ha}^{-1}$) e DLB ($7,04 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Tabela 2) e, devido as características do dejetos, que pela elevada concentração de NH_4 , que quando aplicado ao solo pode estimular a atividade de microrganismos na decomposição da matéria orgânica nativa do solo, bem como os compostos exsudados pelas raízes das plantas conforme previamente sugerido por (ANGERS et al., 2010). Esses resultados indicam que após 12 anos do uso de CSS e DLB a maior parte do C adicionado acumulou preferencialmente em complexos organo-mineral. Esse resultado tem elevada importância no contexto agrônomo e ambiental, porque esses compartimentos da MOS possuem elevado tempo de permanência no solo (VON LUTZOW et al., 2008). Considerando o fato de que a quantidade média anual de C adicionada pelas plantas no tratamento DLS ($6,43 \text{ Mg ha}^{-1}$) foi 10,67 % maior ao observado

no CSS ($5,81 \text{ Mg ha}^{-1}$) e que adição média anual de C diretamente pela CSS ($3,68 \text{ Mg ha}^{-1}$) foi superior à média de C adicionada pelo DLS ($0,51 \text{ Mg ha}^{-1}$) (Tabela 2), pode-se inferir que a maior parte do quantitativo de C recuperado na fração S+A pode ter sido produto da decomposição da casca de arroz, que é usada no processo de compostagem juntamente com dejetos de suíno na formação da CSS.

O mecanismo pelo qual o C estabiliza no solo em frações estáveis da MO após o uso de dejetos de animais como fonte de nutrientes às plantas, provavelmente depende da sua natureza e composição, conforme previamente sugerido por MAILARD et al., (2015). Esses autores enfatizam que além do C presente na fase sólida e líquida, os dejetos adicionam C oriundo de células da microflora e do sistema digestivo dos animais, que no processo de decomposição pelos microrganismos podem ser adsorvidos diretamente na fração silte e argila, na forma de complexos organo-mineral. Adicionalmente, RUBINO et al., (2010) reporta, com uso da técnica de isótopo estável ^{13}C , que produtos em primeiro estágio da decomposição de folhas e raízes contribuem significativamente para o conteúdo de C em solos minerais. Essa contribuição é primariamente originária de compostos produzidos durante a decomposição microbiana (MAMBELLI et al., 2011), onde compostos lábeis são importantes na formação de MO estável (COTRUFO et al., 2013), porque são utilizados mais eficientemente pelos microrganismos acumulando preferencialmente nas partículas de silte e argila em relação a compostos mais recalcitrantes (MARCHENER et al., 2008). Entretanto, nesse estudo, após 12 anos, verificou-se elevado aumento no conteúdo de C em frações estáveis da MOS seguida da aplicação de material com elevada relação C:N, no caso a casca de arroz presente na CSS. Isso indica que, adicionalmente a contribuição de materiais de mais fácil decomposição microbiana, compostos recalcitrantes são importantes na formação da MOS estável (KALLENBACH et al., 2016). Esse resultado é importante do ponto de vista agrônomo e ambiental, principalmente, porque tem implicações positivas no sequestro de C no solo, no processo de estabilização da MOS e consequente redução da emissão CO_2 para a atmosfera.

2.3.2.2 Frações leves

Os efeitos nos estoques de C nas frações leve livre (FLL) e leve oclusa (FLO) da MOS foram diferentes entre os tratamentos e foram verificados até 10 cm de profundidade. Nessas frações, os maiores estoques de C foram observados com uso de CSS, enquanto que o

Controle apresentou os menores valores (Figura 3). Na camada de solo de 0-20 cm, o uso de dejetos de animais e FM por 12 anos influenciou positivamente o estoque de C na FLL, em que a CSS proporcionou elevados aumentos (346%) em relação ao Controle, seguido do tratamento DLB (154%), FM (116%) e DLS (75%) (Tabela 4). O maior efeito no estoque de C na FLL na camada superficial é favorecido pelo fato de que os dejetos são aplicados em superfície, sobre os resíduos da cultura antecessora e sem incorporação ao solo (LOU et al., 2011; LOURENZI et al., 2011), proporcionando aumento do conteúdo de C em frações lábeis da MOS (YAGÜE et al., 2016). O maior efeito da CSS no estoque de C na FLL com a em relação aos demais tratamentos, provavelmente se deve a qualidade e a quantidade de C adicionado (BERTI et al., 2016). Enquanto o CSS apresenta-se na forma sólida, sendo composto por uma mistura de casca de arroz e dejetos de suíno (fezes e urinas), o DLB e o DLS são aplicados na forma líquida, sendo caracterizados por menor teor de matéria seca e relação C/N em relação a CSS (GIACOMINI; AITA, 2008). Além disso, observou-se durante a filtragem à obtenção da FLL nas amostras obtidas após 12 anos com o uso de CSS, que havia fragmentos de casca de arroz em grau inicial de decomposição. Isso pode ter favorecido o maior estoque de C nessa fração adicionalmente ao efeito dos resíduos culturais, em relação aos demais tratamentos orgânicos, principalmente na camada de 0-4 cm onde esse aumento foi ainda maior (548%) (Figura 3b).

Os resultados evidenciaram que o uso de dejetos na forma sólida e líquida (com exceção do DLS) aumentaram os estoques de C na FLL em relação ao uso de FM. Similarmente GONG et al., (2009) e HAI et al., (2010), verificaram que dejetos na forma de sólida e líquida, respectivamente, proporcionam maiores estoques de C na FLL em relação ao FM. Entretanto, na camada de solo de 0-4 cm, em relação ao controle, o FM proporcionou maior aumento no estoque de C na FLL (0,177 - 0,440 Mg ha⁻¹) comparado ao DLS (0,177 - 0,337 Mg ha⁻¹), isso representa um incremento de 148 e 90%, respectivamente (Figura 2b). Considerando que a palha das culturas foi totalmente removida da superfície no momento da coleta do solo, provavelmente o incremento na fração FLL com o uso de FM se deve a presença de resíduos semidecompostos de plantas e microrganismos (BAYER et al., 2009, GONG et al., 2009). Isso porque as frações leves da MOS representam-se em um pool transitório entre resíduos frescos e matéria orgânica humificada (JAZEN et al., 1992), em que a FLL é caracterizada por menor grau de decomposição do que as frações FLO e Part da MOS (MAILARD et al., 2015). Possivelmente a adição de dejetos líquido de suínos rico em C solúvel e NH₄ sobre resíduos culturais com relação C/N relativamente elevada na superfície do solo, por longo período, tenham estimulado a atividade de microrganismos decompositores

(CHANTIGNY et al. 2001) e pode ter ocorrido um efeito *priming positivo* (FANGUEIRO et al., 2007), resultando em menor C contido nessa fração no tratamento com aplicação de DLS em relação ao FM. Por outro lado, GIACOMINI et al., (2008) em condições controladas de laboratório, não verificaram efeito da aplicação de dejetos líquidos de suíno na mineralização da palha de aveia preta. Entretanto, é importante enfatizar que o presente estudo foi realizado em condições de campo, onde há oscilação anual de temperatura e umidade e, principalmente, onde foram realizadas 18 aplicações de dejetos líquidos de suíno durante 12 anos e isso altera a dinâmica da decomposição dos resíduos orgânicos, em relação às condições de laboratório empregadas por GIACOMINI et al., (2008). Por outro lado, AITA et al. (2006) em um experimento de campo em condições de clima e solo similares a esse estudo não observaram efeito da aplicação de DLS na mineralização da palha de aveia preta. Entretanto, estes autores analisaram apenas um ano a campo. Isso mostra a necessidade de mais estudos sobre as causas, mecanismo e as fontes que controlam a mobilização extra de C e N pelo efeito *priming* (KUZUYAKOV et al. 2000; FONTAINE et al., 2003).

Somente a utilização de CSS e DLB foram capazes de promover incrementos nos estoques de C na FLO (Tabela 4, figuras 3b e 3d). Comparado ao controle, a adição sucessiva de CSS e DLB por 12 anos proporcionou aumentos de 750 e 101%, respectivamente, na FLO na camada de solo de 0-4 cm (Figura 2b). Entretanto, na camada de 4-10 cm, apenas o CSS aumentou o conteúdo de C na FLO em 604 % (figura 2d), e abaixo dessa camada, (10-20 cm), não se observou efeito de nenhuma das fontes de adubação (Figura 2f). Esses resultados sugerem que o uso de dejetos (exceto o DLS) favorecem a oclusão de matéria orgânica no interior de agregados, na forma complexo organo-minerais secundários, semelhante ao que também AOYAMA et al., (1999) e MAILARD et al., (2015) observaram após o uso de dejetos sólidos e líquidos, respectivamente, mas não após o uso de FM. Isso sugere que os dejetos: a) aumentam a contagem de microrganismos (bactéria, fungos e actinomicetes) (GONG et al., 2009); b) geram produtos da decomposição microbiana, como polissacarídeos extracelulares ou muco, além de outras substâncias, as quais podem promover a incrustação de resíduos de plantas parcialmente decompostos e partículas minerais (GOLCHIN et al., 1994); c) promovem a agregação do solo, aumentando, especialmente, a formação de macro agregados (DING et al., 2015). Por isso, o uso de CSS, em comparação ao DLS, proporciona maiores benefícios às propriedades físicas do solo (COMIN et al., 2013).

O elevado aumento no estoque de C na FLO verificado até 10 cm de profundidade após 12 anos de uso do CSS sob sistema de plantio direto, possivelmente está associado a diminuição da densidade e da elevada macro porosidade no solo (Tabela 1 e 3), que pode ter

favorecido a transferência de material fragmentado em profundidade e sua oclusão no processo de formação dos agregados. Além disso, no momento da coleta do solo, observou-se a presença de minhocas no tratamento CSS. Assim, a atividade de minhocas pode favorecer a transferência de C para as camadas mais profundas do solo (NOVARA et al., 2015). YAGUE et al., (2016) avaliaram a abundância de minhocas afetadas pela aplicação de dejetos e FM. Esses autores verificaram tendência de aumento da abundância desses animais com a aplicação de dejetos de bovino. Tomado juntos, esses resultados sugerem que o CSS pode ser considerado uma fonte de adubação recomendável, porque melhora a qualidade do solo aumentando a proteção física da MOS pela oclusão no interior dos agregados a maiores profundidades.

2.4 CONCLUSÕES

O uso de dejetos de animais como cama sobreposta de suínos e dejetos líquidos de bovinos são mais efetivos do que o dejetos líquidos de suínos no incremento no estoque de C no solo. Os dejetos de animais também promovem maiores estoques de C no solo do que o uso de fertilizante mineral.

Os resultados sugerem que as alterações no C orgânico do solo se relacionam mais com o tipo de dejetos e quantidade de C adicionado pelos dejetos, do que com o carbono adicionado ao solo pelos cultivos realizados ao longo de 12 anos.

A utilização de dejetos de animais, em especial a cama sobreposta de suínos e o dejetos líquidos de bovinos, a longo prazo, favorecem o incremento de C, inclusive em frações estáveis da MOS, especialmente pela proteção da MOS pelo acúmulo de C em complexos organo-minerais e pela oclusão de C em agregados. Essa maior estabilização da matéria orgânica no solo tem grande importância nas condições do ambiente para o crescimento de plantas, bem como representa maior potencial para sequestro de carbono no solo, com impactos positivos do ponto de vista ambiental.

2.6 REFERÊNCIAS

- AGNE, S. A. A.; VILSON A.; KLEIN, V. A. Matéria orgânica e atributos físicos de um Latossolo Vermelho após aplicações de dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.18, n.7, p.720–726, 2014.
- AGUILERA, E. et al. Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: a meta-analysis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, n.168, p. 25–36, 2013.
- AITA, C. et al. Decomposição de palha de aveia preta e dejetos de suínos em solo sob plantio direto. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n.1, p. 149-161, 2006.
- ANGERS, D., A. et al. Differential retention of carbon, nitrogen and phosphorus in grassland soil profiles with long-term manure application. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 86, p. 225–229, 2010.
- ANNICCHIARICO, G. et al. Effect of manure vs. fertilizer inputs on productivity of forage crop models. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.8, p.1893-1913, 2011.
- AOYAMA, M. et al. Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications. **Canadian Journal of Soil Science**, v.79, p. 295–302, 1999.
- BAYER, C. et al. Cover crop effects increasing carbon storage in a subtropical no-till sandy Acrisol. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v.40 p.1499-1511, 2009.
- BERTI, A. et al. Organic input quality is more important than its quantity: C turnover coefficients in different cropping systems. **European Journal of Agronomy**, v. 77, p. 138–145, 2016.
- BLANCO-MOURE, N. et al. Soil organic matter fractions as affected by tillage and soil texture under semiarid Mediterranean conditions. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 381-389, 2016.
- BRUNETTO, G. et al. Changes in soil acidity and organic carbon in a sandy typic hapludalf after medium-term pig- slurry and deep-litter application. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, v. 36, p. 1620-1628, 2012.
- CAMPOS, B., H., C. et al. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, n. 3, p. 805-817, 2011.
- CARVALHO, J. L. N. et al. Carbon sequestration in agricultural soils in the Cerrado region of the Brazilian Amazon. **Soil and Tillage Research**, Amsterdam, v. 103, n. 2, p. 342-349, 2009.

CASSOL, P.C. et al. Disponibilidade de macronutrientes e rendimento de milho em Latossolo fertilizado com dejetos suíno. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.36, p.1911-1923, 2012.

CERETTA, C.A. et al. Produtividade de grãos de milho, produção de MS e acúmulo de nitrogênio, fósforo e potássio na rotação aveia preta/milho/nabo forrageiro com aplicação de dejetos líquidos de suínos. **Ciência Rural**, v. 35, p. 1287-1295, 2005.

CHANTIGNY, M.H. et al. Short-term C and N dynamics in a soil amended with pig slurry and barley straw: A field experiment. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 81, p. 131-137, 2001.

CHRISTENSEN, B. T. **Organic matter in soil: structure, function and turnover**. Tjele: DIAS, 2000. 95 p. (DIAS Report. Plant Production, 30)

CHRISTENSEN, B. T. Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. **Advances in Soil Sciences**, v. 20, p. 1-90, 1992.

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, n. 4, p. 988-995, 2013.

COMIN, J. J. et al. Physical properties and organic carbon content of a Typic Hapludult soil fertilised with pig slurry and pig litter in a no-tillage system. **Soil Research**, v. 51, p. 459-470, 2013.

CQFS-RS/SC. Manual de adubação e calagem para os estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre, 2016. 376 p.

DA SILVA OLIVEIRA, D. M. et al. organic matter and nutrient accumulation in áreas under intensive management and swine manure application. **Journal of Soils Sediments**, p.1-10, 2016.

DIECKOW, J. et al. Soil C and N stocks as affected by cropping systems and nitrogen fertilisation in a southern Brazil Acrisol managed under no-tillage for 17 years. **Soil and Tillage Research**, v. 81, p. 87-95, 2005.

DING, X. et al. Changes in soil organic carbon pools after 10 years of continuous manuring combined with chemical fertilizer in a Mollisol in China. **Soil and Tillage Research**, v. 122, p. 36-41, 2012.

DING, X. et al. Higher rates of manure application lead to greater accumulation of both fungal and bacterial residues in macroaggregates of a clay soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 84, p.137-146, 2015.

DOMINGO-OLIVÉ, F. et al. Long term application of dairy cattle manure and pig slurry to winter cereals improves soil quality. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 104, p. 39-51, 2016.

EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. Rio de Janeiro. 2. ed. rev. Atual. 212, p. 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema brasileiro de classificação de solos. Rio de Janeiro, 2013.

ELLERT, B. H.; BETTANY, J. R. Calculation of organic matter and nutrients stored in soils under contrasting management regimes. **Canadian Journal of Soil Science**, v. 75, n. 4, p. 529-538, 1995.

ELLERT, B. H. et al. Measuring change in soil organic carbon storage. **Soil sampling and methods of analysis**, p. 25-38, 2007.

FANGUEIRO, D. et al. Quantification of priming and CO₂ emission Sources following the application of different slurry particle size fractions to a grassland soil. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 2608–2620, 2007.

FONTAINE, A. S.; ABBADIEA, A. M. L. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? **Soil Biology and Biochemistry**, v. 35 p. 837–843, 2003.

GIACOMINI, S. J.; AITA, C. Cama sobreposta e dejetos líquidos de suínos como fonte de nitrogênio ao milho. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, v. 32, p. 195-205, 2008.

GIACOMINI, S. J. et al. Mineralização do carbono da palha de aveia e dejetos de suínos aplicados na superfície ou incorporados ao solo. **Revista Brasileira de Ciência Solo**, v. 32, p. 2661-2668, 2008.

GRIGNANI, C. et al. Production, nitrogen and carbon balance of maize-based forage systems. **European Journal of Agronomy**, v. 26, n. 4, p. 442-453, 2007.

GOLCHIN, A. et al. Soil structure and carbon cycling. **Australian Journal of Soil Research**, v. 32, p. 1043–1068, 1994.

GONG, W. et al. Long-term manure and fertilizer effects on soil organic matter fractions and microbes under a wheat–maize cropping system in northern China. **Geoderma**, v. 149, p. 318–324, 2009.

HAI, L. et al. Long-term fertilization and manuring effects on physically-separated soil organic matter pools under a wheat-wheat-maize cropping system in an arid region of China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 42, p. 253–259, 2010.

HAYNES, R., J., F. Animal manures make good fertilizers. **N.Z. J. Agric.** v. 149, n. 3, p. 22-23, 1984.

HAYNES, R.J. Labile organic matter as an indicator of organic matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 211–219, 2000.

HE, Y. T. et al. Long-term combined chemical and manure fertilizations increase soil organic carbon and total nitrogen in aggregate fractions at three typical cropland soils in China. **Science of the Total Environment**, v. 532, p. 635–644, 2015.

HEITKAMP, F. et al. Soil organic matter pools and crop yields as affected by the rate of farmyard manure and use of biodynamic preparations in a sandy soil. **Organic Agriculture**, v. 1, p. 111–124, 2011.

HUANG, S. et al. Soil aggregation and organic carbon fractions affected by long-term fertilization in a red soil of subtropical China. **Geoderma**, v. 154, p. 364–369, 2010.

JANZEN, H.H. Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. **Agriculture, Ecosystem and Environment**, V.104, p. 399–417, 2004.

JANZEN, H.H. et al. Light-fraction organic matter in soils from long-term crop rotations. **Soil Science Society of America Journal**, v. 56, p. 1799–1806, 1992.

KALBITZ, K. et al. Lignin degradation controls the production of dissolved organic matter in decomposing foliar litter. **European Journal of Soil Science** v. 57, p. 504–516, 2006.

KALLENBACH, C. M. Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls. **Nature Communications**, v. 7, 2016.

KING, T. et al. Effect of Application of Liquid Swine Manure on Soil Organic Carbon and Enzyme Activities in Two Contrasting Saskatchewan Soils. **Sustainable Agriculture Research**, v. 4, n. 1, 2015.

KIRCHMANN, H.; LUNDEVALL, A. Relationship between N immobilization and volatile fatty acids in soil after application of pig and cattle slurry. **Biology and Fertility of Soils**, v. 15, p. 161–164, 1993.

KUZYAKOV, Y.; FRIEDEL, J.K.; STAHR, K. Review of mechanisms and quantification of priming effects. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 32, p. 1485 – 1498, 2000.

LAL R. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. **Science**, V. 304, p. 1623–162, 2004.

LAL, R. Enhancing crop yields in developing countries through restoration of soil organic carbon pool in agricultural lands. **Land Degraded Development**, v. 17 p. 197–209, 2006.

LEIFELD J.; KOGEL-KNABNER I. Soil organic matter fractions as early indicators for carbon stock changes under different land-use? **Geoderma**, v. 124, p. 143–155, 2005.

LOU, Y. et al. Soil organic carbon fractions and management index after 20 year of manure and fertilizer application for greenhouse Vegetables. **Soil Use Manage**, v. 27, p. 163-169, 2011.

LOURENZI, C. R. et al. Atributos químicos de Latossolo após sucessivas aplicações de composto orgânico de dejetos líquidos de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 51, p. 233-242, 2016.

LOURENZI, C.R. et al. Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v.35, p. 1827-1836, 2011.

MAFRA, M. S. H. et al. Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. **Pesquisa agropecuária brasileira**, Brasília, v. 49, n. 8, p. 630-638, 2014.

MAILLARD, E. et al. Carbon accumulates in organo-mineral complexes after long-term liquid dairy manure application. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 202, p. 108–119, 2015.

MAILLARD, E. et al. Greater accumulation of soil organic carbon after liquid dairy manure application under cereal-forage rotation than cereal monoculture. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 171–178, 2016.

MAILLARD, É.; ANGERS, D. A. et al. Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 20, p. 666–679, 2014

MAMBELLI, S. et al. 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.

MARRIOTT, E. E.; WANDER, M. Qualitative and quantitative differences in particulate organic matter fractions in organic and conventional farming systems. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, p. 1527–1536, 2006.

MARSCHNER B. et al. How relevant is recalcitrance for the stabilization of organic matter in soils? **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**. v. 171, p. 91–110, 2008.

NEFF, J.C.; ASNER, G. P. Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. **Ecosystems**. v. 4, p. 29–48, 2001.

NOVARA, A. et al. Litter contribution to soil organic carbon in the processes of agriculture abandon. **Solid Earth**, v. 6, p. 425–432, 2015.

ROMANYÁ, J. et al. Carbon and nitrogen stocks and nitrogen mineralization in organically managed soils amended with composted manures. **Journal of environmental quality**, v. 41, n. 4, p. 1337-1347, 2012.

RUBINO, M. et al. Carbon input belowground is the major C flux contributing to leaf litter mass loss: evidences from a ¹³C labelled- leaf litter experiment. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 42, p. 1009–1016, 2010.

SIX, J. et al. Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils - effects of no-tillage. **Agronomie**, v. 22, p. 755–775, 2002b.

SIX, J. et al. Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. **Plant and Soil**, v. 241, p. 155–176, 2002a.

SLEUTEL, S. et al. Effect of manure and fertilizer application on the distribution of organic carbon in different soil fractions in long-term field experiments. **European Journal of Agronomy**, v. 25, p. 280–288, 2006.

SOHI, S.P. et al. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, p.1121–1128, 2001.

SOLLINS, P. et al. Organic C and N stabilization in a forest soil: Evidence from sequential density fractionation. *Soil Biol. Biochem.* v. 38, p. 3313–3324, 2006.

STEINER, F. et al. Organic carbon stock in soil affected by organic fertilization and cropping systems in southern Brazil. **Semina**, v. 33, p. 2775-2788, 2012.

TEDESCO, M.J. et al. Análises de solo, planta e outros materiais. 2.ed. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995. 174p.

THOMAS, B., W. et al. Labile organic matter fractions as early-season nitrogen supply indicators in manure-amended soils. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 179, p. 94–103, 2016.

VELDKAMP, E. Organic Carbon Turnover in Three Tropical Soils under Pasture after Deforestation. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 175-180, 1994.

VON LÜTZOW, M. et al. Stabilization mechanisms of organic matter in four temperate soils: development and application of a conceptual model. **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**, v. 171, n. 1, p. 111-124, 2008.

WHALEN, J.K., Bottomley, P.J., Myrold, D.D., 2000. Carbon and nitrogen mineralization from light- and heavy fraction additions to soil. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 32, p. 1345–1352, 2000.

YAGÜE, M. R. et al. Dairy cattle manure effects on soil quality: porosity, earthworms, aggregates and soil organic carbon fractions. **Land Degradation and Development**, 2016.

YAN, D.; WANG, D. YANG, L. Long-term effect of chemical fertilizer, straw, and manure on labile organic matter fractions in a paddy soil. **Biology and Fertility of Soils**. v. 44, p. 93–101, 2007.

Tabela 1 - Caracterização físico-química do solo na camada de 0-10 cm em 2015, após 17 aplicações dos tratamentos (DANTAS, 2015).

Tratamentos	pH _{H2O}	P	K	Ca	Mg	Al	Ds	Ma	Mi	DMG
		-----mg kg ⁻¹ -----		-----cmol _c dm ⁻³ -----			g cm ⁻³	--cm ³ cm ⁻³ --		mm
Controle	4,97	3,3	126	1,22	0,62	2,70	1,58	0,08	0,31	0,49
FM	4,30	30,5	120	1,13	0,85	6,88	1,51	0,12	0,32	0,65
DLS	4,99	54,5	131	2,61	0,87	1,96	1,51	0,11	0,34	0,69
DLB	5,04	42,9	137	3,45	1,12	1,46	1,44	0,08	0,38	0,78
CSS	5,38	83,1	137	5,52	1,46	1,69	1,30	0,13	0,43	0,76

Ds: densidade do solo; Mi: microporos; Ma: macroporos; DMG: diâmetro médio geométrico; DLB: dejetos líquido de bovino; DLS: Dejetos líquido de suíno; CSS: Cama sobreposta de suíno; FM: Fertilizante mineral.

Tabela 2 - Adição anual média de matéria seca da parte aérea das plantas e dos dejetos de animais, adição de C por plantas e por dejetos de animais e adição total de C com a aplicação de dejetos de animais e fertilizante mineral.

Tratamentos	Matéria seca		Adição de C		C total
	------(Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)-----				
	Plantas	Dejetos	Plantas	Dejetos	
Controle	6,09	-	2,86	-	2,86
FM	10,53	-	4,83	-	4,83
DLS	13,76	1,95	6,43	0,52	6,96
DLB	12,05	6,42	5,58	1,46	7,04
CSS	12,54	13,67	5,81	3,63	9,45

FM: fertilizante mineral; DLS: dejetos líquidos de suíno; DLB: dejetos líquidos de bovino; CSS: cama sobreposta de suíno.

Tabela 3 - Densidade aparente do solo em área com uso de dejetos de animais e fertilizante mineral.

Profundidade (cm)	Controle	NPK	DLS	DLB	CSS
	-----g cm ⁻³ -----				
0-4	1,53	1,48	1,46	1,38	1,26
4-10	1,66	1,62	1,59	1,55	1,54
10-20	1,73	1,71	1,72	1,70	1,72
20-30	1,72	1,68	1,70	1,71	1,71
30-40	1,69	1,67	1,69	1,72	1,67
40-50	1,67	1,67	1,67	1,67	1,67
50-60	1,61	1,61	1,61	1,61	1,61
60-70	1,70	1,70	1,70	1,70	1,70

DLS: dejetos líquidos de suíno; CSS: cama sobreposta de suíno; DLB: dejetos líquidos de bovino; FM: fertilizante mineral.

Tabela 4 - Estoque de C no solo e nas frações físicas da matéria orgânica na camada de solo 0-20 cm após 12 anos do uso de dejetos de animais e fertilizante mineral.

Tratmentos	Solo integral	FLL	FLO	Part	S+A
	----- C Mg ha ⁻¹ -----				
Controle	21,37 d*	0,320 d	0,302 c	1,125 d	19,62 d
FM	23,17 c	0,692 b	0,345 c	1,177 d	20,96 d
DLS	24,75 c	0,560 c	0,307 c	1,322 c	22,57 c
DLB	27,72 b	0,815 b	0,445 b	1,812 a	24,65 b
CSS	34,15 a	1,430 a	1,257 a	1,922 a	29,53 a
<i>P</i> <	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001	0,0001
<i>Erro padrão</i>	0,57	0,04	0,01	0,56	0,56

FLL: fração leve livre, FLO: fração leve oclusa; Part: fração particulada, S+A: fração associada a silte e argila.

*Medias seguidas por letras diferentes na coluna diferem pelo teste scott knott a 5% de probabilidade de erro.

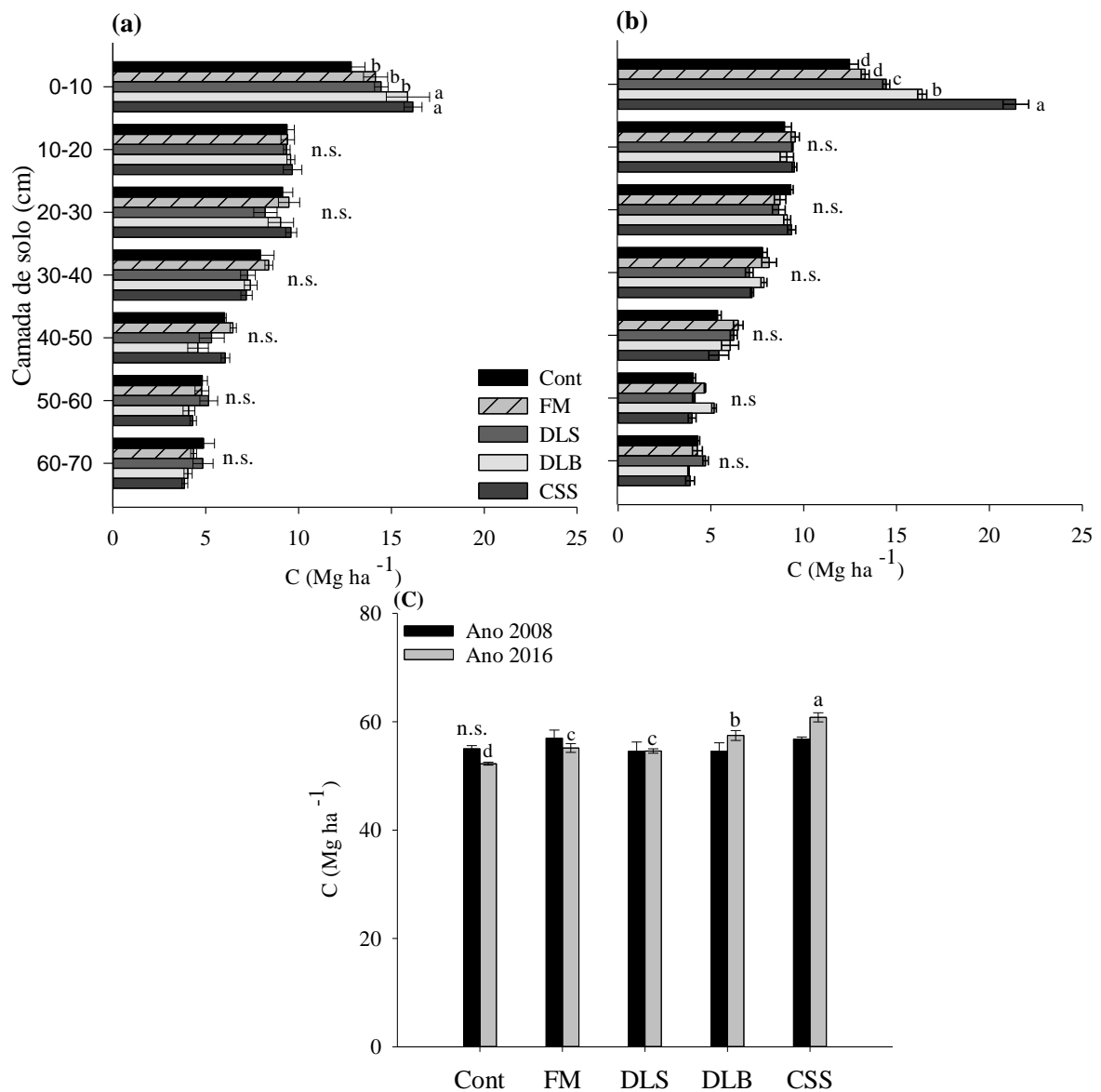


Figura 1 - Estoque de carbono orgânico em camadas de solo nos anos 2008 (a), 2016 (b) e no perfil do solo de 0-70 cm (c) após 4 e 12 anos nos tratamentos Controle, FM: Fertilizante Mineral, DLS: dejetos líquido de suíno, DLB: dejetos líquido de bovino e CSS: Cama sobreposta de suíno. Letras diferentes entre os tratamentos na mesma profundidade indicam diferença significativa (teste Scott Knott 5%). n.s.: não significativo. Erro padrão está apresentado na superfície das barras.

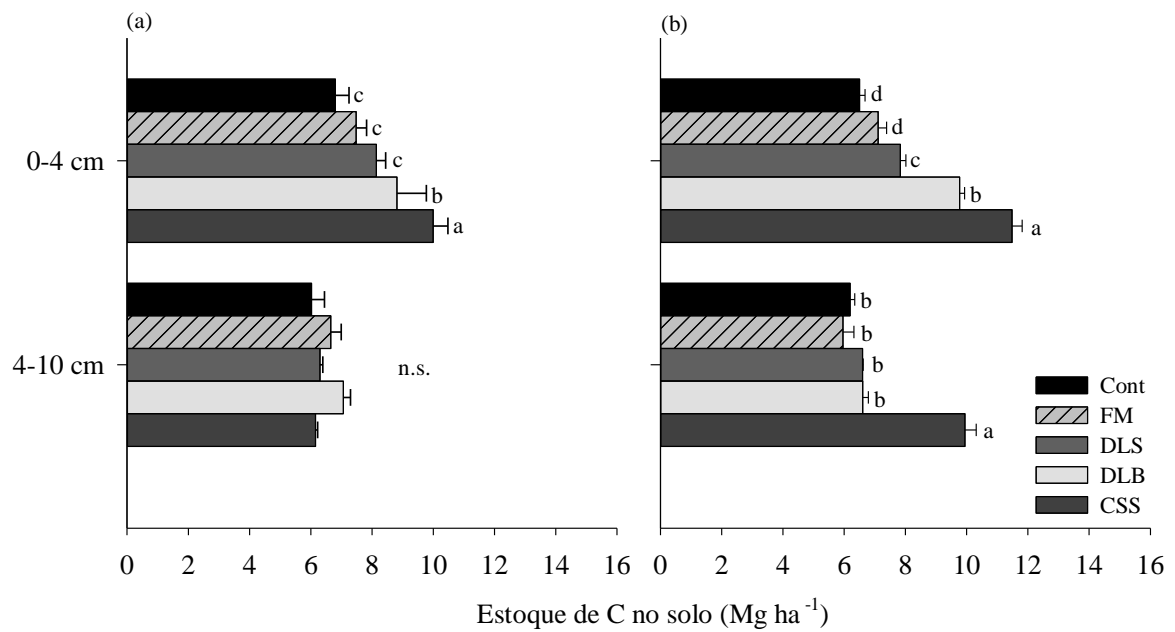


Figura 2 – Estoque de C nas camadas de solo de 0-4 e 4-10 cm em 2008 (a) e em 2016 (b), após 4 e 12 anos, respectivamente, de uso FM: Fertilizante Mineral, DLS: dejetos líquidos de suíno, DLB: dejetos líquidos de bovino e CSS: Cama sobreposta de suíno. Letras diferentes entre os tratamentos na mesma profundidade indicam diferença significativa (teste Scott Knott 5 %). n.s.: não significativo. Erro padrão está apresentado na superfície das barras.

Tabela 5 - Regressão linear e coeficiente de determinação (R^2) na camada de solo 0-20 cm, entre o estoque de C no solo integral e nas frações físicas da MOS e adição de C pelas plantas, pelos dejetos de animais e C total (plantas + dejetos de animais).

Frações	C plantas		C dejetos		C plantas + C dejetos	
	Equação	R^2	Equação	R^2	Equação	R^2
FLL	$-0,1295 + 0,0153x$	0,30 ^{ns}	$0,4829 + 0,0239x$	0,90*	$-0,2127 + 0,0136x$	0,78*
FLO	$0,0028 + 0,0090x$	0,10 ^{ns}	$0,2352 + 0,0237x$	0,91*	$-0,3144 + 0,0116x$	0,59 ^{ns}
Part	$0,6484 + 0,0143x$	0,30 ^{ns}	$1,2290 + 0,0216x$	0,86*	$0,5898 + 0,0125x$	0,76*
S+A	$13,9778 + 0,1656x$	0,34 ^{ns}	$20,7122 + 0,2520x$	0,97**	$13,2798 + 0,1450x$	0,86*
Solo	$14,5235 + 0,2036x$	0,32 ^{ns}	$22,6507 + 0,3215x$	0,98**	$13,3430 + 0,1826x$	0,84*

FLL: Fração leve livre; FLO: fração leve oclusa; Part: Fração particulada; S+A: Fração associada ao silte e argila. n.s.: Não significativo; * $P < 0,05$; ** $P < 0,01$.

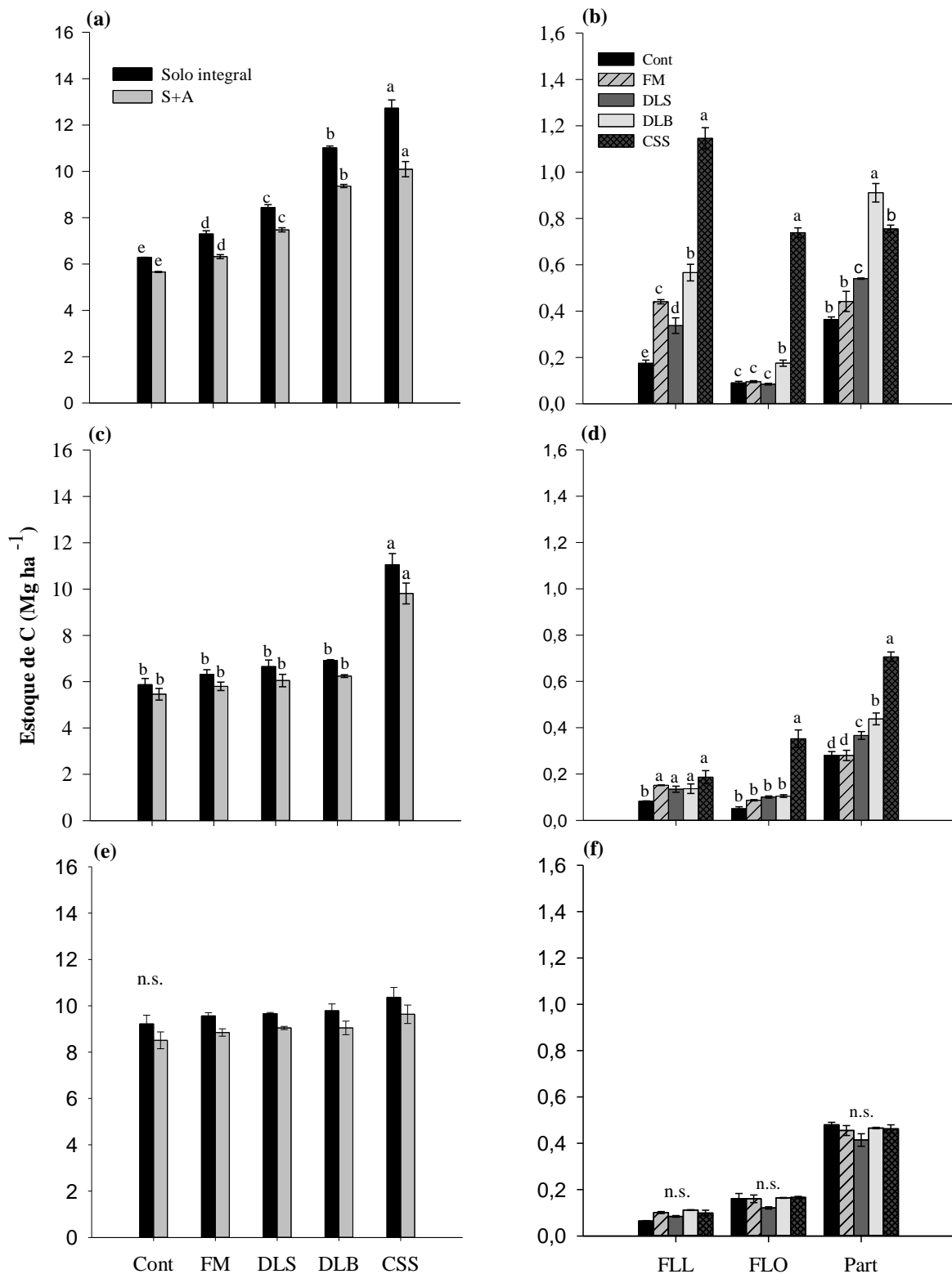


Figura 3 - Estoque de carbono no solo, nas frações silte + argila (S+A), fração leve livre (FLL), fração leve oclusa (FLO) e fração particulada (Part) na camada de solo de 0-4 (a; b), 4-10 (c, d) e 10-20 cm (e, f) após 12 anos de uso de dejetos de animais e fertilizante mineral. Erro padrão estão apresentados na parte superior das barras. Média representadas por barras seguidas por letras diferentes diferem significativamente (teste Scott Knott 5%).

2.7 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AITA, C. et al. Injection of Dicyandiamide-Treated Pig Slurry Reduced Ammonia Volatilization without Enhancing Soil Nitrous Oxide Emissions from No-Till Corn in Southern Brazil. **Journal Environment Quality**, v. 43, p. 789–800, 2014.

Associação brasileira de proteína animal-ABPA. Relatório anual 2016. Disponível em: <http://abpa-br.com.br/setores/suinocultura/publicacoes/relatorios-anuais>. Acesso em 11/01/2017.

COSTA, O. D. et al. Sistema alternativo de criação de suínos em cama sobreposta para a Agricultura Familiar. EMBRAPA, **Comunicado Técnico 419**. Concórdia, 2006, 7p.

DANTAS, M. K. L. Biomassa, atividade microbiana e produtividade de trigo e milho em solo com histórico de aplicação de fontes orgânicas e mineral. 2015. **Dissertação**. 63 p. (Mestrado em Ciência do solo). Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 2015.

DOS SANTOS, M. A et al. Esterqueiras: avaliação físico-química e microbiológica do dejetos suíno armazenado. **Engenharia Agrícola**. v. 27, n. 2, p. 537-543, 2007.

DOS SANTOS, R. C.; MEURER, E. J. Microrganismos em percolado, após aplicações de dejetos líquidos de suínos. **Bioscience Journal**. v. 28, n. 6, p. 1000-1006, 2012.

GIACOMINI, S. J. et al. Transformações do nitrogênio no solo após adição de dejetos líquido e cama sobreposta de suínos. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, n. 2, p. 211-219, 2013.

IBGE, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de Agropecuária, Pesquisa Trimestral do Abate de Animais, 1997-2014.

KONZEN, E. A.; ALVARENGA, R. C. Manejo e Utilização de Dejetos Animais: aspectos agrônômicos e ambientais. Sete Lagoas: MAPA, 2005. 16 p. (MAPA, **Circular Técnica, 63**)

MANZANO, A. et al. Efeitos da implantação de técnicas agropecuárias na intensificação de sistemas de produção de leite em estabelecimentos familiares. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 35, n. 2, p. 618-628, 2006.

MARIA SELVAM, A. A. et al. High C/N Materials Mixed with Cattle Manure as Organic Amendments to Improve Soil Productivity and Nutrient Availability. **Tropical Agricultural Research**, v. 25, n. 2, p. 201-213, 2014.

MIKUTTA, R. et al. Stabilization of soil organic matter: Association with minerals or chemical recalcitrance? **Biogeochemistry**, v. 77, p. 25-56, 2006.

MORVAN, T.; NICOLARDOT, B., PÉAN, L. Biochemical composition and kinetics of C and N mineralization of animal wastes: a typological approach. **Biology and Fertility of Soils**, v. 42, p. 513–522, 2006.

OLIVEIRA, P. A. V. Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA CNPSA, Documentos, 27, 188p, 1993.

OLIVEIRA, P.A.V. de. Comparaison des systèmes d'élevage des porcs sur litière de sciure ou caillebotis intégral. 1999. 272p. **Tese de Doutorado** – Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes.

PEDRO L. O. MACHADO de A. Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global. **Química Nova**, v. 28, n. 2, p. 329-334, 2005.

SÁNCHEZ, M.; GONZÁLEZ, J.L. The fertilizer value of pig slurry. I. Values depending on the type of operation. **Bioresource Technology**, v. 96, p. 1117-1123, 2005.

SANGRANFEDO, M. A. Os dejetos de suínos são um fertilizante ou um poluente no solo? **Cadernos de ciência and tecnologia**. V. 16, n. 3. p. 129-141, 1999.

SCHERER, E. E. et al. Atributos químicos do solo influenciados por sucessivas aplicações de dejetos suínos em áreas agrícolas de Santa Catarina. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 34, p. 1375-1383, 2010.

SEBAG D. et al. Monitoring organic matter dynamics in soil profiles by Rock-Eval pyrolysis: bulk characterization and quantification of degradation. **European Journal of Soil Science**, 57: 344–355, 2006

SHI, S. Q. et al. Influence of Climate and Socio-Economic Factors on the Spatio-Temporal Variability of Soil Organic Matter: A Case Study of Central Heilongjiang Province, China. **Journal of Integrative Agriculture**. v. 13, n. 7, p. 1486-1500, 2014.

SOHI, S.P. et al. A procedure for isolating soil organic matter fractions suitable for modeling. **Soil Science Society of America Journal** v. 65, p. 1121–1128, 2001.

THOMAS, B. W. et al. Labile organic matter fractions as early-season nitrogen supply indicators in manure-amended soils, **Journal of Plant Nutrition and Soil Science**. v. 179, p. 94–103, 2016.

WANDER, M. M., TRAINA, S. J. Organic matter fractions from organically and conventionally managed soils: I. Carbon and nitrogen distribution. **Soil Science Society of America Journal**, v. 60, p. 1081–1087, 1996.

WHALEN, J.K., et al. Carbon and nitrogen mineralization from light- and heavy fraction additions to soil. **Soil Biology and Biochemistry**. v. 32, p. 1345–1352, 2000.