



**IPBeja**  
INSTITUTO POLITÉCNICO  
DE BEJA

**Instituto Politécnico de Beja**

**Escola Superior Agrária**

**Mestrado em Engenharia do Ambiente**



IPBeja ESCOLA SUPERIOR  
**Agrária**

**Contribuições da aplicação de dejetos de suínos e  
composto no incremento do conteúdo de carbono no  
solo**

**Amarildo Mendes**

**Beja**

**2022**

**Instituto Politécnico de Beja**

**Escola Superior Agrária**

**Curso de Mestrado em Engenharia do Ambiente**

**Contribuições da aplicação de dejetos de suínos e  
composto no incremento do conteúdo de carbono no  
solo**

**Dissertação de Mestrado apresentado na Escola Superior Agrária do  
Instituto Politécnico de Beja**

**Elaborado por:**

**Amarildo Mendes**

**Orientado por:**

**Doutora Prof.<sup>a</sup> Maria Teresa Borralho Marques dos Carvalhos**

**Doutor Prof. Jucinei José Comin**

**Beja**

**2022**

*Aos meus pais António  
Mendes e Rosa Mendes, bases  
da minha existência...*

*Dedico*

## AGRADECIMENTOS

À Deus por iluminar e abençoar a minha vida e todos caminhos percorridos para realização desse projeto.

À minha família pelo amor, dedicação e motivação constante, e de modo especial o meu irmão Edson Mendes e a minha irmã Catarina Mendes; a minha namorada Deusadéria Quadé por acreditar sempre em mim.

Ao IPBeja pelo acolhimento, de modo especial a todos funcionários pela amizade e atenção ao longo dos meus estudos.

À minha orientadora Dra. Maria Teresa Borralho Marques dos Carvalhos pela orientação valiosa e a disposição de sempre.

Ao meu co-orientador Dr. Jucinei José Comin, pelo acolhimento e oportunidade de estágio, sempre de bom humor e aquela amizade familiar.

Ao Dr. Vilmar Muller pela especial orientação, oportunidade de trabalhar nas pesquisas dele e disponibilização das documentações e amostras do solo que serviram como base deste trabalho, sempre com disposição e abraço amigo.

Ao Gabinete de relações internacionais (GRI) de IPBeja pela oportunidade da mobilidade académica no programa Gusmão Bartolomeu e todos intervenientes no processo, de modo especial a Dra. Ana Mestre e o Prof. Jorge Tavares por estabelecerem contactos.

Ao Gabinete de relações internacionais da Universidade Federal Santa Catarina – Centro de Ciências Agrárias, pela aceitação da mobilidade e acolhimento no Programa de Pós-Graduação em Agroecossistemas, de modo especial ao Dr. Arcangelo Loss pela colaboração no processo e da minha integração.

Aos pesquisadores do Laboratório de Análise de Solo, Água e Tecidos Vegetais da Universidade Federal Santa Catarina – Centro de Ciências Agrárias, pelo acolhimento, amizade e disposição total de ferramentas laboratoriais. De modo especial, Dr. Alan Batistão, Dr. Edenilson Meyer, mestres Lucas Dupont, Thiago Santos e a Anna Flavia Neri pelo suporte técnico.

Aos meus incansáveis professores/as pelo carinho, aprendizado no mestrado de Engenharia de ambiente. Em especial, Dra. Maria Fátima de Carvalho, a Dra. Ana Pardal e Dr. Jorge Tavares, pelos conselhos e motivações.

Aos meus colegas, amigos do curso do mestrado em Engenharia de Ambiente na Escola Superior Agrária do IPBeja: Alonso Arroyo, Crislaine Flor, Sónia Palete, João Paulo, Cláudia Santos, Ana Madeira, Domingos da Silva e finalmente a Janice Lopes – meus contemporâneos! Obrigado pelo convívio saudável, amizade e partilha de saberes.

A todos aqueles que de uma maneira ou outra contribuíram para a realização desse trabalho, meus sinceros agradecimentos. “N’Barsa Bós risu”.

*“Esquecer como cavar a terra  
e cuidar do solo é esquecermo-  
nos de nós mesmos”.*

Mahatma Gandhi

## RESUMO

A aplicação de fertilizantes orgânicos pode contribuir para a manutenção e/ou aumento da produtividade das culturas agrícolas e melhorias nos atributos do solo. Objetivou - se para este estudo, investigar a contribuição da aplicação de dejetos líquidos de suínos e seus compostos no incremento do conteúdo de C ao longo de 6 anos em solo tipo Argissolo Vermelho-Amarelo, localizados em Braço do Norte, Brasil, com a rotação cultural de milho e aveia-preta. Foram recolhidas amostras sujeitas aos tratamentos: sem adubação (SA), dejetos líquidos de suínos + adubação mineral (DLlim), composto de suínos + adubação mineral (CSlim) e uma área de referência, Mata nas camadas (0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm) de profundidade. No Laboratório de Análise de Solo, Água e Tecidos Vegetais da Universidade Federal Santa Catarina, foi feita a caracterização química do conteúdo de carbono total pelo método da massa equivalente (Embrapa, 1997) e medida a abundância isotópica de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) com recurso a espectrômetro de massa isotópica de fluxo contínuo. O índice de eficiência do carbono (IEC) foi calculado com recurso à expressão ( $\text{IEC} = \text{COT}_{\text{tratamento}} / \text{COT}_{\text{Mata}}$ ). As aplicações de DLlim e CSlim, apresentaram aumento de conteúdo de C e maior IEC ao longo do perfil estudado, superior ao SA e inferior a Mata. Relativamente à abundância isotópica, apenas se observaram diferenças significativas na camada 5 cm entre tratamentos, sendo o DLlim maior que CSlim e SA, todos superiores à Mata.

Palavra-Chave: Suinicultura, Adubação orgânica, Compostos de dejetos de suínos, Assinatura isotópica de carbono, Índice de eficiência carbónica.

## ABSTRACT

The application of organic fertilizers can contribute to the maintenance and/or increase of productivity of agricultural crops and improvements in soil attributes. The objective of this study was to investigate the contribution of the application of liquid swine manure and its composts to the increase of C content over 6 years in a Red-Yellow Argissolo type soil, located in Braço do Norte, Brazil, with corn and black oat crop rotation. Samples were collected subject to the treatments: no fertilization (SA), liquid swine manure + mineral fertilization (DLim), swine compost + mineral fertilization (CSlim) and a reference area, Forest in the layers (0-5 cm, 5-10 cm, 10-30 cm) depth. In the Soil, Water and Plant Tissue Analysis Laboratory of the Federal University Santa Catarina, the chemical characterization of the total carbon content by the equivalent mass method (Embrapa, 1997) was performed and the isotopic abundance of C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) was measured using a continuous flow isotopic mass spectrometer. The carbon efficiency index (IEC) was calculated using the expression ( $\text{IEC} = \text{COTreatment} / \text{COTMata}$ ). The applications of DLim and CSlim, showed increased C content and higher IEC along the studied profile, higher than SA and lower than Mata. Regarding isotopic abundance, significant differences were only observed in the 5 cm layer between treatments, with DLim being higher than CSlim and SA, all higher than Mata.

Key-words: Swine culture, Organic fertilization, Composts of swine manure, Carbon isotopic signature, Carbon efficiency index.



## ÍNDICE GERAL

AGRADECIMENTOS .....	II
RESUMO .....	V
ABSTRACT .....	VI
1.INTRODUÇÃO .....	1
1.1.Objectivos .....	3
1.1.1.Geral.....	3
1.1.2.Específico .....	3
1.2.Hipótese .....	3
2.REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	4
2.1.A suinicultura e produção dos dejetos líquidos .....	4
2.2.Caracterização físico-química dos dejetos de suínos .....	7
2.3.Conteúdos de Carbono .....	8
2.4.Índice de eficiência do carbono .....	9
2.5.Abundância isotópica do carbono .....	10
2.6.Contribuição do manejo nos conteúdos de carbono.....	11
3.MATERIAL E MÉTODOS .....	13
3.1.Amostragem do solo .....	13
3.2.Análise granulométrica e densidade do solo.....	16
3.3.Determinação dos teores de carbono no solo.....	16
3.4.Conteúdo de carbono .....	16
3.5.Índice de eficiência do carbono .....	17
3.6.Abundância isotópica do carbono .....	17
3.7.Análise estatística.....	18
4.RESULTADOS .....	19
4.1.Análise Granulométrica e Densidade do solo .....	19
4.2.Conteúdo de carbono .....	19

4.3. Análise de variância, normalidade e homogeneidade dos valores do conteúdo de C e de assinatura isotópica $\delta^{13}\text{C}$ .....	21
4.4. Índice de Eficiência de Carbono .....	22
4.5. Abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) no perfil do solo .....	22
4.6. Contribuição dos manejos nos conteúdos de C e na abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ ....	24
5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES.....	27
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	28
ANEXO.....	38

## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Produção Mundial de carne em 2021 (adaptado do ABPA, 2022).....	4
Figura 2: Localização de Estado Santa Catarina em Brasil (fonte: Google Maps). .....	13
Figura 3: Localização da propriedade onde decorreram os ensaios experimentais, no município de Braço do Norte (SC). Fonte: Muller Júnior, (2021). .....	14
Figura 4: Esquema de relação entre resultados (positivos e negativos) de amostras com o isótopo de carbono ( $^{13}\text{C}$ ).....	18
Figura 5: Esquema das mudanças nos valores de $\delta^{13}\text{C}$ (adaptado de Martins, 2012). ...	18
Figura 6: Análise de médias dos conteúdos de carbono nos 3 tratamentos efetuados e na área de referência ao longo do perfil do solo (30 cm).....	20
Figura 7: Representação da variação de C armazenado e da abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ ao longo do perfil do solo, em função dos diferentes tratamentos. ....	24
Figura 8: Representação da variação de C armazenado e da abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ para as diferentes camadas de solo analisadas, em função dos diferentes tratamentos. ....	25
Figura 9: Representação gráfica da relação entre os Input cumulativo de C e as alterações de armazenamento de C no solo ao longo dos anos. ....	26

## ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1: Caracterização físico-química média dos dejetos de suínos. ....	7
Quadro 2: Adição de carbono via dejetos ao longo dos anos de condução dos ensaios experimentais. ....	15
Quadro 3: Médias dos conteúdos de carbono obtidos nos 3 tratamentos efectuados e da área da referência. ....	19
Quadro 4: Resumo da análise de variância, teste de normalidade e homogeneidade das variâncias para as variáveis relacionadas à abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) e aos teores de carbono orgânico total (COT, em $\text{g.kg}^{-1}$ ) até 30 cm de profundidade do solo. 21	21
Quadro 5: Índice de Eficiência de Carbono (IEC) para os tratamentos avaliados, em relação à área de referência (Mata). ....	22
Quadro 6: Abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) ao longo do perfil do solo.....	23
Quadro 7: Características e quantidades de adubos (DL em $\text{m}^3/\text{ha}$ e CS em $\text{kg}/\text{ha}$ ) aplicados, com respectivos teores de N, P e K, e quantidades de adubação mineral N (ureia, 45% N), P (superfosfato triplo, 46 % $\text{P}_2\text{O}_5$ ) e K (cloreto de potássio, 60 % $\text{K}_2\text{O}$ ) (em $\text{kg ha}^{-1}$ ) aplicados no solo (Muller Júnior, 2021).....	38

## **LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

ABPA – Associação Brasileira de Proteína Animal;

COM – Carbono orgânico associado a fracção mineral;

COP – Carbono Orgânico Particulada;

COT - Carbono Orgânico Total;

COT<sub>mata nativa</sub> - Carbono Orgânico Total da mata nativa;

COT<sub>tratamento</sub> – Carbono Orgânico Total do Tratamento;

CSlim – Composto de suíno + Adubação mineral;

DLlim – Dejeito Líquido + Adubação mineral;

CQO – Carência química de oxigénio;

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina;

EU – União Europeia;

EUA – Estados Unidos de América;

FATMA – Fundação do Meio Ambiente de Santa Catarina;

GEE – Gases de Efeitos de Estufa;

IEC – Índice de Eficiência de Carbono;

MO/MOS – Matéria Orgânica/Matéria Orgânica do Solo;

NT – Nitrogénio Total;

PDB – Padrão Internacional Pee Dee Belemnite;

pH – Potencial Hidrogeniónico;

SA – Sem adubação;

SF – Sólidos Fixos;

SPD – Sistema de plantio direto;

ST – Sólidos Totais;

TFSA – Terra Fina Seca ao Ar.

## 1. INTRODUÇÃO

O aumento das áreas de produção agrícola tem desencadeado sérios benefícios e problemas para o meio ambiente, dependendo do tipo da agricultura implementada. O sistema de agricultura convencional, como a conversão de terras florestais e pastagens em terras aráveis, pode contribuir na redução de teor de carbono orgânico do solo. Em contraponto, os sistemas conservacionistas como plantio direto e conversão de terras com culturas anuais em pastagens perenes, aumentam o sequestro de carbono pelo solo (Lal, 2004; Correia *et al.*, 2015; Zardo & Casimiro, 2016; Lima, 2018; Mascarenhas *et al.*, 2020;).

A conservação dos conteúdos de carbono (C) no solo é crucial para o incremento da produtividade das culturas, para a manutenção da diversidade de organismos presentes no solo e para a regulação do clima global (Lal, 2004; Neto, 2006; Mellek, 2009; Bayer *et al.*, 2011). Aliado a isso, o uso de dejetos animais e o composto como fonte de adubação, como por exemplo os oriundos da suinicultura, pode contribuir para o incremento dos teores desse elemento no solo ao longo dos anos de aplicação (Bayer *et al.*, 2006; Comin *et al.*, 2007; Loss *et al.*, 2011; Cassol *et al.*, 2012; Maillard & Angers, 2014; Maillard *et al.*, 2015; Ventura, 2017). O uso desses dejetos como fertilizante torna-se uma alternativa de gestão ambiental, em oposição à descarga inadequada desses efluentes no ambiente, além de contribuir para a ciclagem de nutrientes. A aplicação, ao longo dos anos, de dejetos de suínos ou composto à base destes, segundo critérios agronômicos e ambientais, promove melhorias nas propriedades químicas, físicas e biológicas do solo, contribuindo para o incremento dos teores de carbono no solo (Comin *et al.*, 2013; Mafra *et al.*, 2014; Loss *et al.*, 2015; Ventura, 2017). Os conteúdos de C são influenciados diretamente pelas características físico-químicas dos dejetos.

O composto, mais concentrado, pode contribuir para um maior incremento do carbono no solo, quando comparado aos dejetos líquidos. Paralelamente, este incremento também pode estar associado a uma maior produção de matéria seca das culturas e não diretamente associado à fonte de adubação utilizada.

Uma forma de verificar qual a origem do carbono presente no solo é através da assinatura isotópica deste elemento. Grande parte das espécies de plantas em florestas tropicais possui ciclo fotossintético do tipo C<sub>3</sub>, com valores de  $\delta^{13}\text{C}$  que oscilam entre -22 e -34‰ (Ducatti *et al.*, 2011; Caxito & Silva, 2015). Já as plantas com ciclo fotossintético C<sub>4</sub> (cana-de-açúcar, milho, sorgo, capim-arroz e grama bermudas)

apresentam assinatura isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  que situa entre  $-9$  e  $-16$  ‰ (Caxito & Silva, 2015). Sendo assim, os solos de áreas com presença de floresta tropical tendem a ter assinaturas isotópicas próximas as plantas  $\text{C}_3$ , enquanto solos cultivados com gramíneas tendem a ter assinaturas isotópicas próximas das plantas  $\text{C}_4$ . Este comportamento ocorre devido ao fracionamento isotópico que pode ocorrer ao longo dos estágios de decomposição da matéria orgânica depositada nos solos (Balbinot, 2009).

Desta forma, o estudo sobre a contribuição da aplicação de dejetos de suínos e o composto no incremento do conteúdo de carbono no solo, apresenta sempre grandes vantagens para o entendimento da qualidade do solo e eventual efeito na mitigação de impactos ambientais.



## **1.1. Objectivos**

### **1.1.1. Geral**

Investigar como a aplicação de dejetos líquidos de suínos e composto de dejetos de suínos, ao longo de 6 anos, em solo Argissolo Vermelho-Amarelo sujeito a rotação cultural aveia-preta e milho interfere no conteúdo de C no solo e influência a abundância natural de  $^{13}\text{C}$ .

### **1.1.2. Específico**

Avaliar o conteúdo de C, assinatura isotópica de carbono, índice de eficiência de carbono e o efeito do manejo no incremento de C no solo.

## **1.2. Hipótese**

A utilização de dejetos líquidos de suínos e composto, aplicados a longo prazo em solo com rotação cultural aveia-preta e milho, pode alterar a dinâmica de carbono no solo.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1. A suinicultura e produção dos dejetos líquidos

A suinicultura é uma atividade com grande interesse na produção de carne, com um aumento de produções cada vez maiores nas explorações pecuárias, resultando também em uma grande escala a produção de dejetos de suínos (Lima *et al.*, 2021). Segundo o relatório da Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA, 2022), a produção mundial de carne suína atingiu 108.949 mil toneladas em 2021, correspondendo a um aumento de 13.194 mil toneladas comparado ao ano de 2020 que obteve menor produção devido a recuperação da Peste Suína Africana e do impacto de COVID-19. Os principais produtores mundiais são China, União Europeia (composta por 27 Estados membros independentes), Estados Unidos da América, Brasil e Rússia (Figura 1).

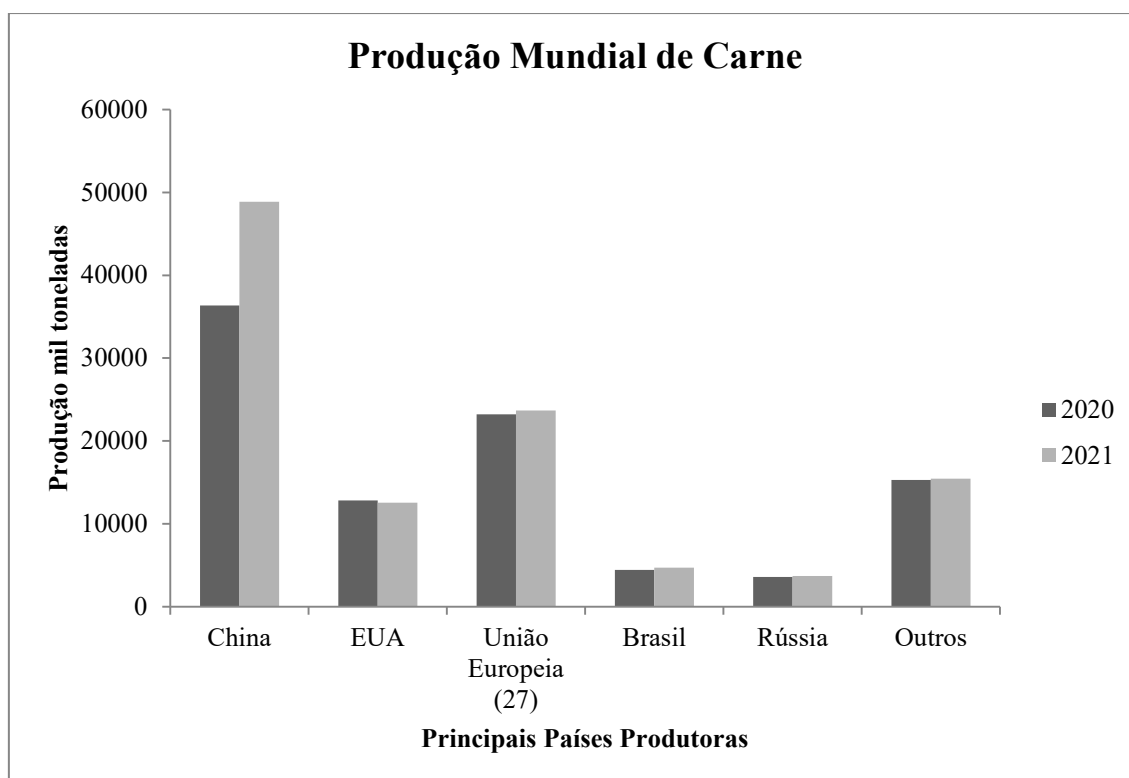


Figura 1: Produção Mundial de carne em 2021 (adaptado do ABPA, 2022).

Entre os principais produtores, o Brasil ocupa o quarto lugar na produção mundial, com 4,701 milhões de toneladas de carne suína. Deste total, 75,8 % foram destinados ao mercado interno, tendo feito o consumo per capita crescer de 16 kg/hab. em 2020 para 16,7 kg/hab em 2021 e registrando deste total 24,19 % destinado à exportação para 86 países. As maiores produções estão localizadas na região Sul do Brasil, no estado de

Santa Catarina (SC) com 51,63 %, Rio Grande do Sul com 26,72 % e Paraná com 13,99 % (ABPA, 2022), implicando assim numa elevada produção de efluentes (dejetos).

Os dejetos de suínos são misturas de excrementos, urina, material de cama (palha, aparas de madeira, serradura, esfagno), restos de comida (rações) e água (potável e da lavagem dos pavimentos). A sua produção depende da dieta alimentar e do tipo de sistema de produção suinícola das explorações pecuárias. Segundo Tavares *et al.*, (2014), estima-se que em fase de terminação um suíno produz diariamente 4,5 L de dejetos /dia. E de acordo com estimativa média anual por suíno apresentado na literatura (Kunz *et al.*, 2005, 2009; Tavares *et al.*..., 2014; FATMA, 2014), e Müller Júnior, (2021), admite-se uma excreção anual de 28 milhões de toneladas de dejectos nas unidades de terminação da região Sul de Brasil, distribuídos aproximadamente por 243 mil toneladas de azoto (N), 86 mil Mg de fosforo (P) e 138 mil toneladas de potássio (K) (50% da produção nacional). Dessa forma, o seu potencial poluente pode ser equivalente ao seu potencial uso como fertilizante orgânico (Sousa *et al.*, 2014).

O armazenamento dos dejetos de suínos e a sua aplicação no solo, sem tratamento adequado, resulta em elevadas emissões de gases de efeito estufa (GEE) como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> e N<sub>2</sub>O. Assim, com base de grandes quantidades de dejetos de suínos produzidas, atualmente nas explorações pecuárias, os produtores e ambientalistas têm vários desafios tecnológicos, associadas ao uso do solo numa forma sustentável, com necessidade de rever os princípios económicos do sector suinícola (Kunz *et al.*, 2009).

Para isso, existem vários tipos de processos de tratamento dos dejetos de suínos no mundo. No Brasil, são utilizadas seis principais tipos de tratamentos: lagoas de decantação, esterqueiras, bioesterqueiras, biodigestores, compostagem e cama sobreposta (Ribeiro, 2022). Todos tratamentos visam minimizar os impactos ambientais causados pelos dejetos (poluição do ar, água e solo) e aumento da viabilidade económica do seu uso sustentável (Cardoso *et al.*, 2015).

A escolha de um tipo de tratamento em detrimento do outro depende de opção da exploração pecuária, não tendo nenhuma ordem de importância entre eles, pois o processo ocorre pela quantidade de dejetos produzida, principalmente (Morino, 2021). A compostagem e cama sobreposta são alternativas menos predominantes em Brasil por serem de recente instalação, porém vêm ganhando espaço no seu uso.

Em destaque, a compostagem dos resíduos da suinicultura, surgiu em Europa (Oliveira, 2016). Trata-se de um processo de oxidação biológica aeróbia e controlada da matéria orgânica, produzindo CO<sub>2</sub>, calor e um resíduo estabilizado denominado de composto (Cardoso *et al.*, 2015). O composto apresenta valor agronómico relacionado à composição dos dejetos, de modo que quanto mais nutrientes compuserem o teor dos dejetos, mais alto será o seu valor agronómico, e por seguinte, o económico (Barros *et al.*, 2019). A sua grande vantagem consiste no melhoramento das propriedades físicas, químicas e biológicas (Cardoso *et al.*, 2015).

Vale ressaltar que os tratamentos de dejetos de suínos, composto e a sua aplicação no solo devem obedecer as legislações ambientais em vigor em cada país e de acordo com objectivos do desenvolvimento sustentáveis (ODS). No Brasil, devem respeitar a resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA nº 481, de 03 de outubro de 2017, que estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dar outras providências; CONAMA nº 498/2020, que trata de critérios de aplicação de bio sólido em solos, que pode ser utilizada como referência para criação de critérios e parâmetros para monitoramento e caracterização do material a ser aplicado no solo, bem como do monitoramento deste para prevenção de impactos); Resolução da Secretaria de Estado de Infraestrutura e Meio Ambiente (SIMA nº 69, de 08 de setembro de 2020, que dispensa de licenciamento ambiental das atividades de compostagem e vermicompostagem de resíduos orgânicos compostáveis de baixo impacto ambiental: avicultura, bovinicultura e suinicultura, etc...) e as normativas federais pertinentes (Brasil, 2016; Brasil, 2017; Estado de São Paulo, 2020; Morino, 2021).

Em Portugal, são aplicáveis as seguintes legislações: o regime de exercício da atividade pecuária, nas explorações pecuárias, entrepostos e centros de agrupamentos, bem como o regime a aplicar às atividades de gestão, por valorização ou eliminação, dos efluentes pecuários, anexas a explorações ou em unidades autónomas (Decreto-Lei n.º 81/2013, de 14 de Junho); o regime geral da gestão de resíduos e de deposição de resíduos em aterro, que prevê o licenciamento das operações de remediação do solo (O Decreto-Lei n.º 102-D/2020, de 10 de Dezembro); o regime jurídico da responsabilidade por danos ambientais como, contaminação do solo que crie um risco a saúde humana (Decreto-Lei n.º 13/2016, de 9 de Março); o regime das emissões industriais (Decreto-Lei n.º 127/2013, de 30 de agosto), aplicável à prevenção e ao

controle integrados da poluição (PCIP), bem como as regras destinadas a evitar e ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a produção de resíduos, a fim de alcançar um elevado nível de proteção do ambiente no seu todo).

## 2.2. Caracterização físico-química dos dejetos de suínos

Os dejetos de suínos apresentam em sua composição o N (predominantemente em forma amoniacal  $N-NH_4^+$ ), P, K, metais pesados como cobre (Cu) e zinco (Zn), e carbono orgânico (solúvel e particulado) (Souza *et al.*, 2009; Giroto *et al.*, 2010; Müller Júnior, 2021). Segundo Tavares, (2016), os sistemas de creche e em fase de crescimento-terminação dos suínos, apresentaram a seguinte caracterização físico-química média nos dejetos dos suínos (Quadro 1).

Quadro 1: Caracterização físico-química média dos dejetos de suínos.

Dejetos	Creche	Crescimento - terminação
	Média	Média
ST (g L <sup>-1</sup> )	40,9±20,2	58,2±14,9
SF (g L <sup>-1</sup> )	9,8±3,9	14,6±3,3
CQO (g L <sup>-1</sup> )	-----	74,8±14,9
COT (g L <sup>-1</sup> )	17,1±9,2	-----
NT (g L <sup>-1</sup> )	3,3±1,4	5,3±1,1
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g L <sup>-1</sup> )	1,6±0,5	3,1±0,6
PT (g L <sup>-1</sup> )	0,7±0,3	1,2±0,3
K (g L <sup>-1</sup> )	1,9±0,8	2,2±0,5
Cu (mg L <sup>-1</sup> )	37±19	31±12
Zn (mg L <sup>-1</sup> )	303±147	53±15
pH	6,5±0,1	7,5±0,3

ST: sólidos totais; SF: sólidos fixos; CQO: carência química de oxigênio; COT: carbono orgânico total; NT: azoto total; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: azoto amoniacal; PT: fósforo total; K: potássio; Cu: cobre; Zn: zinco. Fonte: Adaptado de Tavares (2016).

O elevado teor e variabilidade das concentrações descritas no Quadro 1, implica a adoção de tratamentos e / ou de estratégias na sua utilização como fertilizante, reduzindo os riscos ambientais.

### 2.3. Conteúdos de Carbono

Com a problemática do aquecimento global, existe uma grande preocupação em encontrar formas para mitigar o excesso de carbono na atmosfera terrestre. Assim, este torna-se o motivo principal para inúmeros estudos relacionados com sequestro de carbono por espécies cultivadas (Lal, 2006; Aita & Giacomini, 2006; Song *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2015; Guimarães *et al.*, 2021; Embrapa, 2022). O papel do carbono incorporado ao solo vai além da mitigação do efeito estufa. O carbono orgânico tem papel fundamental na produtividade dos solos, tendo efeito sobre as suas características físicas, químicas e biológicas, onde o seu correto manejo é essencial para a sustentabilidade da qualidade e produtividade dos mesmos (Comin *et al.*, 2013; Loss *et al.*, 2015).

Os níveis de carbono sequestrado no solo interferem diretamente na comunidade microbiana, sendo os grupos de proteobactérias e de populações de actinomicetos muito afetadas. Os fungos incorporam mais C do que as bactérias devido a possuírem paredes celulares mais recalcitrantes; assim, estes aumentam a estabilização e a proteção do carbono, e por consequência aumentam a agregação do solo. O sequestro de carbono no solo compreende o balanço entre C fixado via fotossíntese e o incorporado nas frações estáveis da matéria orgânica do solo (MOS), e as emissões de gases com efeito estufa (CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e CH<sub>4</sub>) (Bernoux *et al.*, 2006), bem como demais perdas.

A qualidade da matéria orgânica formada necessita ser mais bem investigada, mesmo que as perdas da MOS derivada da vegetação original sejam compensadas. A qualidade da matéria orgânica é um importante controlador das taxas de ciclagem do C, o qual é usado como substrato pelos microrganismos que controlam os ciclos biogeoquímicos de nutrientes e as trocas gasosas no sistema solo-atmosfera (Neto, 2006).

A diminuição da eficiência da estabilização do C em solos com alto teor C, quando comparado com solos de baixo de C submetidos aos mesmos tratamentos, tem sido observada em vários estudos (Six *et al.*, 2004; Conceição *et al.*, 2008; Nicoloso, 2009; Bayer *et al.*, 2011; Gomes, 2018; Hanke & Dick, 2019), sendo um forte indicativo da validade do conceito de saturação de C. Assim, os solos com baixo conteúdo de C e degradados podem ser aqueles que têm o maior potencial e eficiência de armazenar C, porque eles estão distantes do seu nível de saturação (Stewart *et al.*, 2008). Por outro

lado, solos com elevado de C inicial respondem de forma limitada às práticas de manejo visando o incremento de C, por já estarem próximos do seu limite de saturação (Hassink, 1996; Stewart *et al.*, 2007, 2008).

Os limites para se armazenar C nos solos têm sido propostos como uma função dos compartimentos específicos: o C não protegido, C associado a argila mais silte, C protegido no interior de microagregados e macroagregados e C protegido bioquimicamente. O nível de saturação de C dos mecanismos de proteção do C associado a argila mais silte e no interior de agregados é medido pela textura e mineralogia. Já a proteção bioquímica depende da qualidade do resíduo aportado (Stewart *et al.*, 2009).

O C protegido quimicamente (associado às frações de argila e silte), segundo Stewart *et al.*, (2009), contribuiu em média com 27% do total de C estabilizado dos resíduos aportados. A proteção bioquímica foi pequena e a proteção física foi a principal responsável pela estabilização do C aportado via resíduos de trigo, com média de 45 % do total estabilizado.

Varias literaturas, demonstraram que os ensaios experimentais de longa duração sujeitos aos mesmos tratamentos (propriedades físico-químicas e à mesma condição climática), podem ter o potencial máximo de saturação diferente, devido às contribuições do sistema de manejo adotado (Stewart *et al.*, 2007; Chung *et al.*, 2008; Nicoloso, 2009).

O conteúdo de C total no solo, de uma maneira geral, tende a aumentar com as aplicações dos dejetos de suínos até à camada de 10 cm, onde a partir dessa profundidade não são encontradas diferenças relevantes (Lima *et al.*, 2019; Francisco, 2019).

#### **2.4. Índice de eficiência do carbono**

O índice de eficiência de carbono (IEC) é um indicador de efeitos dos tratamentos quanto a eficiência de armazenar carbono a longo prazo no uso da terra. Para obtenção de IEC, relaciona-se o carbono orgânico total do tratamento em estudo (COT de tratamento) com o carbono orgânico total de um sistema de referência (COT da mata nativa). Como referência, usualmente, são utilizadas áreas que não sofreram

interferência antrópica (referência positiva), mas podem ser utilizadas também áreas sujeitas à degradação (referência negativa) (Schiavo, et al., 2011).

Segundo Sá & Lal, (2009) no estudo de sistema de plantio direto (SPD) realizada na região sul de Brasil, concluíram que o IEC variou de 1,64 a 2,61 no SPD e quando cultivado em sistemas convencionais estes valores reduzem para 1,12 a 1,51.

Este índice refere-se à medida relativa das alterações provocadas pelo manejo do solo, em comparação com uma configuração de solo original ou ideal.

## **2.5. Abundância isotópica do carbono**

O uso de isótopos estáveis obtidos por meio da abundância natural trouxe uma nova dimensão para os estudos relacionados com a ecologia vegetal, sendo que nas últimas décadas houve avanços notáveis na compreensão teórica dos processos de discriminação, assim como desenvolvimentos técnicos na espectrometria de massa, levando a um crescimento exponencial em aplicações em sistemas naturais. Sendo assim, dentro das técnicas utilizadas actualmente na ecologia vegetal, aquelas que aplicam isótopos estáveis estão entre as mais utilizadas (Máguas e Griffiths, 2003).

A assinatura isotópica de carbono estável ( $\delta^{13}\text{C}$ ) de plantas e solo pode servir como marcador não radioativo valioso e integrador não destrutivo de como as plantas hoje e no passado se integraram e responderam aos seus ambientes abióticos e bióticos.

Na natureza, existem dois isótopos do C que são estáveis e se encontram em proporções pouco variáveis ao longo do tempo. O  $^{12}\text{C}$  é o mais leve e representa a maior proporção em relação ao total de C na natureza (98,89%); já o  $^{13}\text{C}$  conta com apenas 1,1% do total e é mais pesado (Jesus, 2017; Máguas e Griffiths, 2003). No processo de decomposição da matéria orgânica observa-se que praticamente não ocorre mudança do sinal de  $\delta^{13}\text{C}$  entre o material de origem e a MOS. Assim, com base na análise da variação na abundância natural de  $\delta^{13}\text{C}$  é possível identificar a origem da MOS (Carvalho *et al.*, 2017).

O carbono orgânico do solo é derivado quase exclusivamente dos resíduos de plantas que crescem “in situ”, nos ecossistemas naturais. Nos agroecossistemas, tem pelo menos duas origens: uma é a remanescente da vegetação nativa anterior e a outra, é devida aos restos das culturas e das plantas de cobertura e à decomposição de seus



resíduos. Sendo o isótopo estável  $^{13}\text{C}$  empregue para traçar e quantificar os fluxos de C com o intuito de reconstruir a dinâmica da vegetação passada e mudanças no uso das terras, para determinar a respiração microbiana e para estudar a origem e a ciclagem da MOS (Bernoux *et al.*, 1998; Fernandez *et al.*, 2003).

Observando e analisando a abundância isotópica de  $^{13}\text{C}$  em perfis de solo sob plantio de eucalipto, Severo (2015) concluiu que a abundância isotópica de  $^{13}\text{C}$  indicou a contribuição da vegetação de eucalipto na composição da MOS na camada superficial (0-5 cm) em todas as idades de plantio, influenciando em todo o perfil do solo após 21 anos de cultivo, de modo similar ao que aconteceu na área de regeneração natural com espécies arbóreas de mesmo tempo de cultivo.

Trabalhando em áreas de floresta, Carvalho *et al.*, (2017) detectaram mudanças ocorridas nos atributos físicos e químicos do solo ao longo do tempo entre duas áreas de estudo (povoamento de eucalipto *Corymbia citriodora* e Floresta Estacional Semidecidual), além de que o sinal isotópico de  $\delta^{13}\text{C}$  da vegetação que antes ocupava as áreas de plantio de monocultura com eucalipto era semelhante ao encontrado na área de Floresta Estacional Semidecidual.

## **2.6. Contribuição do manejo nos conteúdos de carbono**

O teor de matéria orgânica do solo (MOS) é utilizado como indicador da qualidade do solo (Conceição *et al.*, 2005), já que influencia diretamente atributos físicos, químicos e biológicos do mesmo. Porém, a simples quantificação dos conteúdos de C total ou de suas frações não fornece valores extrapoláveis para diferentes situações de manejo, locais, climas e solos (Nicoloso *et al.*, 2008).

A MOS estável é constituída, geralmente, por materiais mais humificados, estabilizados pela ligação direta entre as frações orgânicas e minerais. Para o fracionamento do C nos diferentes compartimentos no solo, têm sido utilizadas técnicas que podem ser granulométricas, densimétricas ou uma combinação de ambas.

Pelo fracionamento granulométrico, são separados por peneiramento via húmida o C orgânico particulado (COP), na fração lábil maior que 53  $\mu\text{m}$ , e o carbono orgânico associado à fração mineral (COM), menor que 53  $\mu\text{m}$ . De acordo com Conceição *et al.*, (2005), a fração COP é a mais sujeita a mudanças resultantes do manejo do solo e, portanto, pode ser utilizada como o indicador mais sensível da qualidade do solo.

A influência mais superficial dos dejetos e composto no conteúdo de C total está associada com as aplicações efetuadas na superfície do solo e o não revolvimento do solo. Além disso, o aumento da produção de matéria seca da cultura, contribuem para a maior adição de C na superfície do solo, devido à deposição dos resíduos vegetais no final do ciclo (Lourenzi *et al.*, 2011).

O sistema de manejo de conservação, pode contribuir no incremento de C total favorecendo mais a camada superficial. Porém, dependerá do tipo e a composição do adubo orgânico (dejeito líquido e composto) que reflecte nas diferentes frações químicas da matéria orgânica em diferentes profundidades do solo, devido a labilidade das mesmas (Lima *et al.*, 2019).

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

#### 3.1. Amostragem do solo

O estudo foi realizado em solo classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (Santos *et al.*, 2013), localizado no Brasil, Município Braço do Norte, sul do Estado Santa Catarina, latitude 28°13'58", longitude 49° 6'15 " e altitude de 300 m (Figura 2 e Figura 3), tendo clima subtropical húmido (Cfa), segundo classificação de Koppen (Alvares *et al.*, 2013), com temperaturas médias anuais de 18,7°C (a máxima de 35°C e a mínima de 0°C) e a precipitação média anual de 1.471 mm.

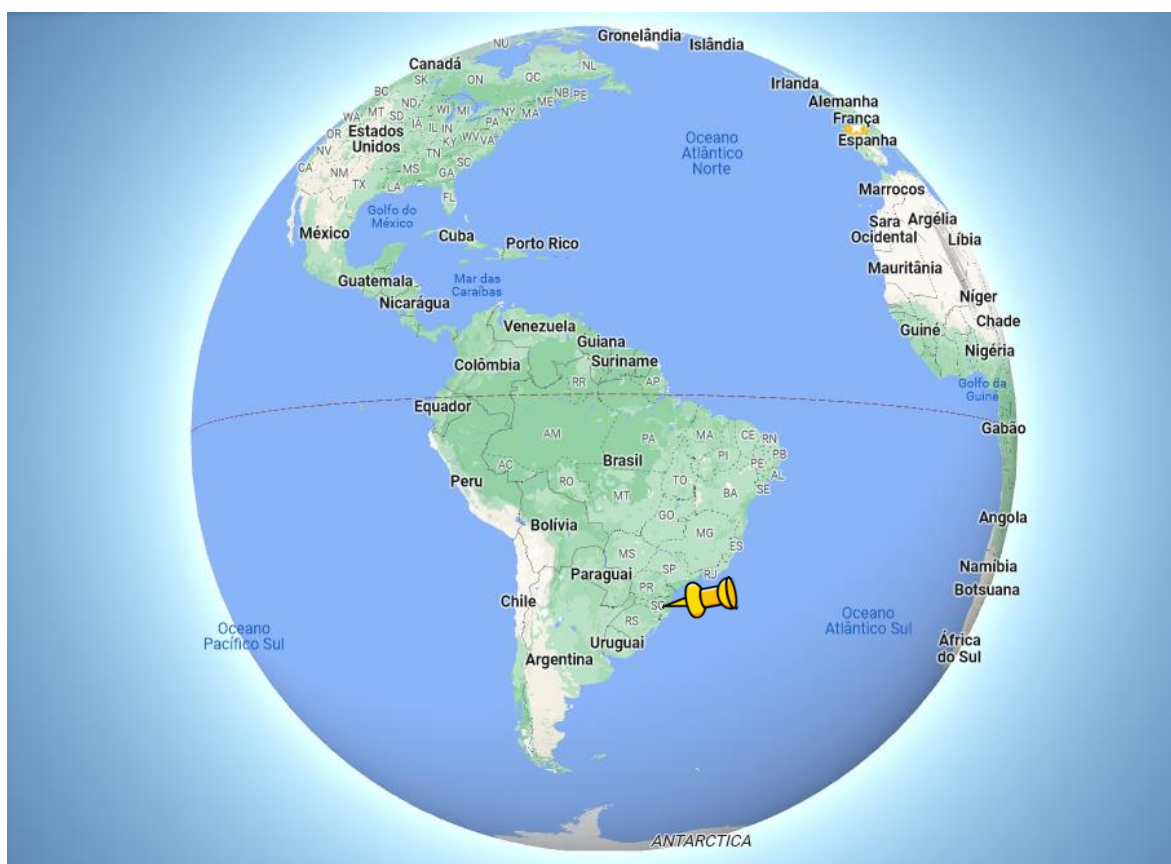


Figura 2: Localização de Estado Santa Catarina em Brasil (fonte: Google Maps).



Figura 3: Localização da propriedade onde decorreram os ensaios experimentais, no município de Braço do Norte (SC). Fonte: Muller Júnior, (2021).

As amostras do solo foram recolhidas de acordo com Embrapa (1997) por pesquisador Vilmar Muller Júnior, entre Junho de 2018 e Março de 2019, no local dos ensaios experimentais que decorreram em solos sujeitos a rotação cultural aveia-preta (*Avena strigosa* Schreb.) e milho (*Zea mays* L.), durante 6 anos agrícolas (2013 – 2019) e em uma área de referência (Mata) localizada aproximadamente a 300 m do local dos ensaios. Foram efetuadas à profundidade de 0-5 cm, 5-10 cm e 10-30 cm. Após a recolha, as amostras (deformadas e não deformadas) foram armazenadas em sacos plásticos, etiquetadas e transportadas para o Laboratório de Análise de Solo, Água e Tecidos Vegetais da Universidade Federal Santa Catarina (UFSC), onde foram secas e peneiradas em peneira de malha de 2,00 mm para obtenção da terra fina seca ao ar (TFSA).

Os ensaios decorreram em três parcelas (6,5 x 8 m cada, espaçamento de 0,9 m e bordadura entre parcelas de 0,5 m) que foram divididos em três repetições por tratamento; bordadura entre blocos de 2,7 m), tendo-se efectuado os seguintes tratamentos: sem adubação (SA), com dejetos líquidos dos suínos e adição de adubação

mineral (DLlim) e com composto de dejetos dos suínos e adição de adubação mineral (CSlim).

Para o tratamento DLlim, foram utilizados os dejetos líquidos (DL) existentes numa lagoa de armazenamento instalada na propriedade dos ensaios, constituídos por fezes, urina, restos de ração, água de lavagem e dos bebedouros da fase de terminação. No tratamento CSLim, foi utilizado composto de suíno (CS) adquirido numa empresa localizada no município de Concórdia-SC, produzido em sistema de compostagem mecanizado, a partir de dejetos de suínos, maravalha e serragem, a uma taxa de incorporação de, aproximadamente, 1:6 (kg de matéria seca de substrato por kg de dejetos) e período de compostagem aeróbica por aproximadamente 6 meses. O processo consistiu em duas (2) fases: a saturação da cama de maravalha ou serragem (entre 4 a 5 ciclos de saturação) e a fermentação aeróbia do material, composta das fases mesofílica, termofílica e de maturação, sendo que esta etapa não pode ser menor que 45 dias, com vista à eliminação de organismos potencialmente patogénicos.

No Quadro 2, apresenta-se as quantidades de C adicionadas ( $t. C ha^{-1} ano^{-1}$ ) no solo através do dejetos líquido e composto ao longo dos 6 anos. Pode-se observar uma média de  $0,281 t. C ha^{-1}$  no dejetos líquido e  $0,815 t.C ha^{-1}$  no Composto (Muller Júnior, 2021).

Quadro 2: Adição de carbono via dejetos ao longo dos anos de condução dos ensaios experimentais.

Ano	Quantidade de C adicionada ( $ton C ha^{-1} ano^{-1}$ )	
	Dejetos líquido de suínos	Composto de dejetos de suínos
2013	0,143	0,708
2014	0,152	0,59
2015	0,781	0,973
2016	0,171	1,26
2017	0,152	0,672
2018/2019	0,286	0,69
<b>Total</b>	1,685	4,893
<b>Média</b>	0,281	0,815

Nota: considerou – se 6 anos agrícolas (adaptado do Muller Júnior, 2021).

### 3.2. Análise granulométrica e densidade do solo

A análise granulométrica, foi feita por meio da dispersão das partículas do solo com uso de hidróxido de sódio (NaOH), utilizando-se as amostras de TFSA. Foram quantificadas as proporções de areia, silte e argila, conforme Embrapa (1997). Para a densidade do solo ( $D_s$ ) foi por meio da coleta das amostras indeformadas com auxílio de anéis cilíndricos e de volume conhecido, onde a  $D_s$  será calculada pela seguinte equação:

$$D_s = \frac{M_s}{V_s} \quad (\text{g ou kg.cm}^3) \quad [1]$$

Onde:

$M_s$  é a massa da amostra do solo seco a 105 ° C até ao peso constante, expresso em g ou kg;

$V_s$  é volume do solo recolhido por cilindro, expresso em  $\text{cm}^3$ .

### 3.3. Determinação dos teores de carbono no solo

As amostras de solo foram submetidas à determinação de teores de carbono orgânico total (COT), conforme método descrito por Embrapa (1997).

### 3.4. Conteúdo de carbono

Para o cálculo dos conteúdos de carbono será utilizado o método da massa equivalente (Ellert & Bettany, 1995; Sisti *et al.*, 2004), conforme equação abaixo.

$$C_S = \sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti} + \left[ M_{Tn} - \left( \sum_{i=1}^n M_{Ti} - \sum_{i=1}^n M_{Si} \right) \right] C_{Tn} \quad [2]$$

Onde:

$C_S$  é o conteúdo total em  $\text{ton. ha}^{-1}$ .

$\sum_{i=1}^{n-1} C_{Ti}$  é a soma do nutriente (C) da primeira (superfície) a última camada no perfil do solo no tratamento avaliado ( $\text{ton. ha}^{-1}$ ).

$M_{Tn}$  é a massa do solo na última camada do perfil do solo no tratamento avaliado (ton. ha<sup>-1</sup>).

$\sum_{i=1}^n M_{Ti}$  é a soma da massa do solo da primeira à última camada no perfil do solo no tratamento avaliado (Mg ha<sup>-1</sup>).

$\sum_{i=1}^n M_{Si}$  é a soma da massa do solo da primeira à última camada no perfil do solo no tratamento referência (ton. ha<sup>-1</sup>).

$C_{Tn}$  é a concentração do nutriente (C) na última camada do perfil do tratamento avaliado (ton. de nutriente por ton.<sup>-1</sup> de solo).

### 3.5. Índice de eficiência do carbono

O efeito dos tratamentos quanto à eficiência de armazenar carbono foi avaliado de forma relativa pelo cálculo do IEC, que representa o índice de eficiência do carbono (IEC) (Sá & Lal, 2009; Schiavo, *et al.*, 2011), calculado pela seguinte expressão:

$$IEC = \frac{COT_{tratamento} (kg/ha)}{COT_{mata} (kg/ha)} \quad [3]$$

Onde:

Valores próximos de um (1,00) representam uma maior eficiência em armazenar C.

### 3.6. Abundância isotópica do carbono

A abundância isotópica de <sup>13</sup>C foi determinada em alíquotas de aproximadamente 300 mg de cada amostra de TFSA (finamente moída e passada por malha de 100 mesh), com precisão de 4 casas decimais. Em seguida, as amostras foram acondicionadas em cápsulas de estanho e avaliadas por meio um espectrómetro de massa isotópica de fluxo contínuo (espectrómetro de massa Finnigan Delta Plus acoplado em um auto-analisador de C total Carlo Erba EA 1108 – Finnigan MAT, Bremen, Alemanha). Os resultados foram expressos na forma de  $\delta^{13}C$  (‰), sendo comparados ao padrão internacional (Vienna Pee Dee Belemnite – V-PDB) igual 0,0111802.

Os valores das assinaturas isotópicas com o sinal negativo significam que a amostra apresenta razão isotópica inferior ao PDB e menos espécies isotópicas pesadas (Sleiman *et al.*, 2008; Martins, 2012), conforme o esquema das Figura 4 e Figura 5.

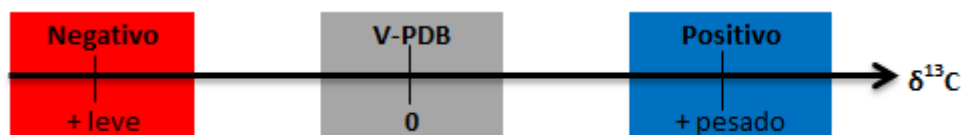


Figura 4: Esquema de relação entre resultados (positivos e negativos) de amostras com o isótopo de carbono ( $^{13}\text{C}$ ).

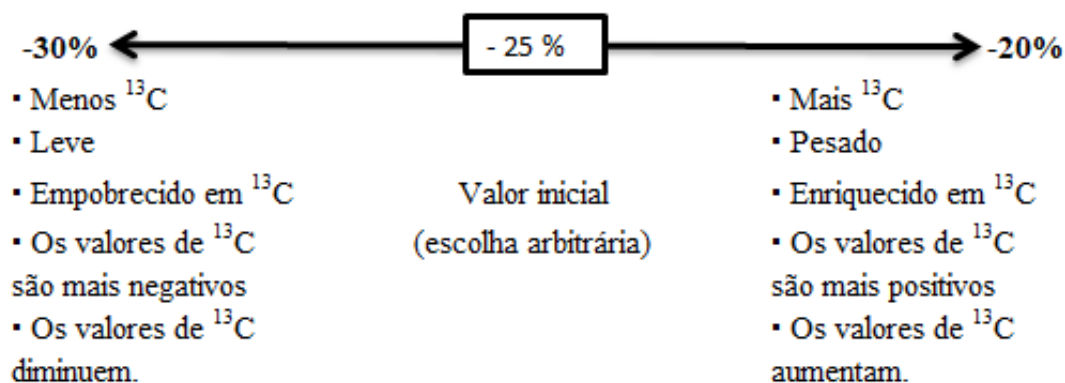


Figura 5: Esquema das mudanças nos valores de  $\delta^{13}\text{C}$  (adaptado de Martins, 2012).

### 3.7. Análise estatística

Os resultados e as análises do quadro 4 obtidos para os conteúdos de COT e  $\delta^{13}\text{C}$  foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e análise da homogeneidade das variâncias através do método de Levene, em que a cobertura do solo é a fonte de variação; e, ao final, as médias foram comparados entre si pelo teste Scott Knott ( $P < 0,05\%$ ). Todo o tratamento estatístico foi feito recorrendo aos programas Microsoft Excel.2010 e o Sisvar.exe.Versão: 5.6.



## 4. RESULTADOS

### 4.1. Análise Granulométrica e Densidade do solo

O solo classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo (Santos *et al.*, 2013), possui a textura média (franco argilo-arenosa) de acordo com proporções do solo colhido na camada entre 0 – 20 cm (503 g kg<sup>-1</sup> de areia; 198 g kg<sup>-1</sup> de silte e 299 g kg<sup>-1</sup> de argila). Já a densidade do solo é de 1,27 t.m<sup>-3</sup> (Muller Júnior, 2021).

### 4.2. Conteúdo de carbono

Ao longo dos 6 anos, pode verificar-se o efeito dos diferentes tratamentos nos conteúdos de C no solo. Assim, no Quadro 3 e Figura 5, apresentam-se médias dos conteúdos de C para diferentes tratamentos e a Mata. Observaram – se menores conteúdos de C no SA, com variação entre 7,02 t/ha<sup>-1</sup> e 29,42 t/ha<sup>-1</sup> nas diferentes camadas analisadas, seguido pelos tratamentos DLim e CSlim, com as médias entre 9,41 t/ha<sup>-1</sup> e 30,14 t/ha<sup>-1</sup> e 10,39 t/ha<sup>-1</sup> e 32,73 t/ha<sup>-1</sup> respectivamente. A Mata apresenta as maiores médias de conteúdo de C, com variação entre 13,30 t/ha<sup>-1</sup> e 36,28 t/ha<sup>-1</sup>.

Quadro 3: Médias dos conteúdos de carbono obtidos nos 3 tratamentos efectuados e da área da referência.

Tratamento	0-5 cm	5-10 cm	10-30 cm	∑0-30 cm	ΔC%
	Conteúdo de carbono (t. /ha)				
SA	7,02 c	9,68 a	29,42 a	46,12 c	--
DLim	9,41 b	12,17 a	30,14 a	51,72 b	12,14
CSlim	10,39 b	11,67 a	32,73 a	54,80 b	18,82
Mata	13,30 a	11,10 a	36,28 a	60,69 a	31,59

As letras (a, b e c) diferentes representam diferença significativa a 5% entre COT média dos tratamentos em cada camada. ∑0-30: representa somatório de média dos conteúdos de C ao longo do perfil (0 – 30 cm); ΔC%: Representa a variação temporal dos teores de C na camada de 0 - 30 cm de solo, ao longo de 6 anos de cultura, resultante da adição de adubos orgânicos e minerais, em comparação com a área sem adubação (tratamento SA). Os valores de ΔC% da Mata representam a perda percentual estimada dos teores de C na camada de 0 - 30 cm após a conversão da área para uso agrícola (histórico = 30 anos de uso).

A camada 0-5 cm, apresentou diferenças significativas ( $P < 0,05\%$ ) entre conteúdos de C por tratamentos, tendo SA um menor conteúdo ( $7,02 \text{ t/ha}^{-1}$ ), seguido por DLim ( $9,41 \text{ t/ha}^{-1}$ ) e CSlim ( $10,39 \text{ t/ha}^{-1}$ ), e a Mata com maior valor igual  $13,30 \text{ t/ha}^{-1}$  (Quadro 3; Figura 6). Nas camadas 5-10 cm e 10 – 30 cm, não se registraram diferenças significativas entre os conteúdos de C por tratamentos, embora a Mata tenha apresentado valor mais alto do conteúdo na camada 10-30 cm. Estes resultados estão alinhados com os obtidos por Lima *et al.*, 2019; Francisco, 2019.

Analisando o conteúdo de C ao longo do perfil do solo à profundidade 0 – 30 cm, pode-se constatar que os tratamentos com adubações (DLim e CSlim), possuem comportamentos semelhantes ( $51,72$  e  $54,80 \text{ t C/ha}$ ), ambos, com diferença significativa ( $P < 0,0\%$ ) em relação à área da referência Mata que possui valor mais alto ( $60,69 \text{ t C/ha}$ ) e do SA com menor valor igual  $46,12 \text{ t C/ha}$  (Quadro 3; Figura 6).

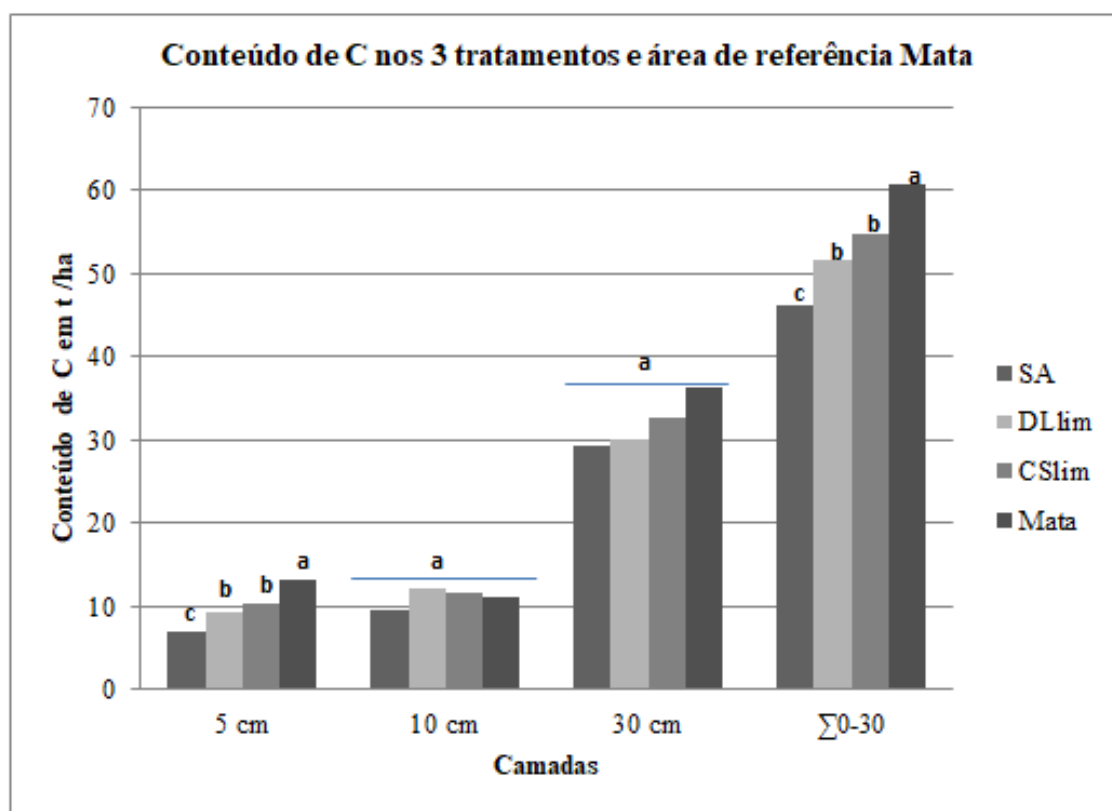


Figura 6: Análise de médias dos conteúdos de carbono nos 3 tratamentos efetuados e na área de referência ao longo do perfil do solo (30 cm).

As letras (a, b e c) diferentes representam diferenças significativas (teste Scott Knott  $P < 0,05\%$ ) das médias dos conteúdos de carbono entre tratamentos em cada camada; a linha – representa diferença insignificante entre tratamentos na camada.  $\Sigma 0-30$ : Somatório de média dos conteúdos de C ao longo do perfil (0 – 30 cm).

As diferenças do conteúdo de C observadas de seguinte ordem:

$$SA < DLim < CSlim < Mata$$

podem dever-se à ausência de adubação no SA e devido ao incremento de adubações realizadas nas parcelas DLim e CSlim e pela não mobilização da parcela Mata que promove a conservação e sequestro do C.

#### 4.3. Análise de variância, normalidade e homogeneidade dos valores do conteúdo de C e de assinatura isotópica $\delta^{13}C$

No Quadro 4, apresenta-se a análise de variância, teste de normalidade e homogeneidade das variâncias para variáveis relacionadas com abundância isotópica de  $\delta^{13}C$  (‰) e teores de COT (expressos em  $g.kg^{-1}$ ) nas diferentes camadas. A análise estatística apresentou grau de liberdade de 3 tratamentos e 8 erros (diferença entre uma observação e a média de tratamento), tendo o maior quadrado médio de 17,99  $\delta^{13}C$  (‰) e 28,91 de COT na camada 10-30 cm, seguido por camada 0 -5 cm com 15,89  $\delta^{13}C$  (‰) e 20,28 de COT, e na camada intermediária (5 – 10 cm) com baixo valor quadrado médio igual 10,49  $\delta^{13}C$  (‰) com 3,48 de COT.

Quadro 4: Resumo da análise de variância, teste de normalidade e homogeneidade das variâncias para as variáveis relacionadas à abundância isotópica de  $\delta^{13}C$  (‰) e aos teores de carbono orgânico total (COT, em  $g.kg^{-1}$ ) até 30 cm de profundidade do solo.

Variáveis / Profundidade									
FV	GL	0-5 cm		5-10 cm		10-30 cm		0-30 cm	
		$\delta^{13}C$	COT	$\delta^{13}C$	COT	$\delta^{13}C$	COT	$\delta^{13}C$	COT
<b>Quadrado médio</b>									
Trat	3	15,89	20,28	10,49	3,48	17,99	28,91	7,92	110,84
Erro	8	0,26	1,70	1,07	2,55	2,08	7,68	2,93	18,09
CV (%)		2,70	13,01	5,20	14,31	6,84	8,62	6,18	7,97
Shapiro-Wilk		-----	0,86	-----	0,05	-----	0,44	-----	0,71
Levene		-----	0,99	-----	0,32	-----	0,27	-----	0,60

FV: Fonte de variação; GL: graus de liberdade; Trat: tratamentos; Erro; Shapiro-Wilk: teste de normalidade (5%); Levene: Teste de homogeneidade (5%); CV (%): Coeficiente de variação em %.

#### 4.4. Índice de Eficiência de Carbono

No Quadro 5, apresenta-se o índice de eficiência de carbono ao longo do perfil do solo (camadas) por tratamento e respectivos CV (%). Pode-se observar que ao longo do perfil do solo, o tratamento CSlim apresentou maior IEC, seguido por DLim e por último o SA com menor IEC. Os maiores IEC foram registados na camada 5-10 cm, sendo DLim igual 1,10, seguido CSlim igual 1,05, de ambos influenciados pelo incremento de C pelas adubações, e por último temos o SA com menor IEC igual 0,87.

Observa-se que o IEC baixou na camada 10 – 30 cm em todos tratamentos, o fato pode dever-se aplicação superficial de dejetos e compostos, e por outro lado a fraca contribuição das plantas ao longo do perfil do solo.

Quadro 5: Índice de Eficiência de Carbono (IEC) para os tratamentos avaliados, em relação à área de referência (Mata).

Tratamento	0-5 cm	05-10 cm	10 -30 cm	0- 30 cm
	IEC (0-1)			
SA	0,53	0,87	0,81	0,76
DLlim	0,71	1,10	0,83	0,85
CSlim	0,78	1,05	0,90	0,90
CV (%)	15,15	16,14	10,26	9,53

Nota: 0- 30 cm - representa o IEC ao longo do perfil (0 – 30 cm). Os valores próximos de um (1,00) representam uma maior eficiência em armazenar C pelo tratamento.

#### 4.5. Abundância natural de $\delta^{13}\text{C}$ (‰) no perfil do solo

Apresenta-se, de seguida o Quadro 6 que contém os resultados relativos a abundância natural de carbono devido aos tratamentos em cada área estudada.

Observa-se uma variação de abundância natural de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) em todos tratamentos e há medida que se desloca em profundidade obtiveram os valores mais baixos de isótopo  $\delta^{13}\text{C}$ . Os ensaios DLim e CSlim, ao longo do perfil do solo, apresentaram os valores mais altos com variações entre  $-17,37^{13}\text{C} \text{ ‰}$  a  $-20,96^{13}\text{C} \text{ ‰}$  e  $-17,67^{13}\text{C} \text{ ‰}$  a  $-20,52^{13}\text{C} \text{ ‰}$ , respectivamente. Verifica-se, também, que não há variação apreciável entre ambos ao longo do perfil do solo (Quadro 6).

Quadro 6: Abundância natural de  $\delta^{13}\text{C}$  (‰) ao longo do perfil do solo

Tratamento	0-5 cm	5-10 cm	10-30 cm	<sup>M</sup> 0-30 cm
	$\delta^{13}\text{C}$ (‰)			
SA	-18,83 Ab	-19,32 Aa	-20,92 Aa	-19,99 a
DLlim	-17,37 Aa	-18,81 ABa	-20,96 Ba	-19,54 a
CSlim	-17,67 Aab	-18,65 ABa	-20,52 Ba	-19,34 a
Mata	-22,38 Ac	-22,65 Ab	-24,81 Bb	-23,66 b

Letras maiúsculas (A e B) diferentes representam diferenças significativas ( $P < 0,05\%$ ) entre camadas em cada tratamento. Letras minúsculas (a, b, c) diferentes representam diferenças significativas ( $P < 0,05\%$ ) entre tratamentos em cada camada. <sup>M</sup> 0-30 cm é a média das três camadas.

O SA obteve valores compreendidos entre - 18,83 e - 20,92  $^{13}\text{C}$  ‰, sem diferenças significativa entre camadas. Já a Mata obteve valores mais baixos entre - 22,38 e - 24,81  $^{13}\text{C}$  ‰. Estes valores deste último e de SA, inferiores aos restantes, poderão ser devido ao facto de somente beneficiarem das contribuições fotossintéticas, enquanto os outros tiveram o aporte da aplicação dos dejetos de suínos e do composto.

Fazendo a comparação entre tratamentos em cada camada, observa-se na camada superficial (0-5 cm), uma diferença significativa (5%). Os tratamentos (CSlim e DLlim) apresentaram valores mais altos (- 17,37  $^{13}\text{C}$  ‰ e -17,67  $^{13}\text{C}$  ‰) do que o SA e a Mata que apresentaram valores mais baixo da assinatura isotópica (- 18,83  $^{13}\text{C}$  ‰ e - 22, 38  $^{13}\text{C}$  ‰, respectivamente).

Nas restantes camadas (5 - 10 cm e 10 - 30 cm) não se verificaram diferenças entre tratamentos (SA, DLlim e CSlim), pois, há medida que se avança para camadas mais profundas, os tratamentos tendem a ter valores mais próximos devido à ausência de raízes e de actividade microbiana que desempenham um papel importante na reposição do carbono.

Observando as médias da abundância isotópica ao longo do perfil do solo (0-30 cm), os tratamentos (SA, DLlim e CSlim) apresentaram estatisticamente assinaturas médias isotópicas próximas que variam de - 19,34 à -19,99  $^{13}\text{C}$  ‰, com uma diferença significativa comparando com a Mata que apresentou uma média igual -23,66  $^{13}\text{C}$  ‰, o que mostra o efeito positivo dos tratamentos.

#### 4.6. Contribuição dos manejos nos conteúdos de C e na abundância isotópica de $\delta^{13}\text{C}$

Os manejos no solo influenciam a dinâmica de C, como o incremento do conteúdo e na abundância isotópica de C.

Na Figura 7, apresenta-se a diferença entre os valores do conteúdo de C (calculado pela diferença entre os valores de tratamento, e o valor de referência, Mata) e abundância isotópica de C ( $\delta^{13}\text{C}$ ) ao longo do perfil do solo.

Observa-se, de um modo geral, que quanto mais baixo for o valor da variação do C armazenado, menor é o valor de  $\delta^{13}\text{C}$ . O tratamento SA apresentou o valor de  $-15 \text{ t. C ha}^{-1}$ , seguido por DLim com a variação  $-11 \text{ t. C ha}^{-1}$  e por ultimo CSlim com menor variação de  $-6 \text{ t. C ha}^{-1}$ . Esta variação, que esta relacionada com o conteúdo de C aportado ao solo, pode dever-se à não adubação em SA, enquanto os valores do DLim e CSlim pode dever-se ao tipo e incorporação de adubos no solo.

No que se refere à abundância isotópica, o SA atingiu o valor mais baixo de  $-20 \text{ } \delta^{13}\text{C} \text{ ‰}$ , seguido pelos tratamentos DLim e CSlim que obtiveram o valor mais alto  $-19 \text{ } \delta^{13}\text{C} \text{ ‰}$ , tendo a Mata que obteve  $-23 \text{ } \delta^{13}\text{C} \text{ ‰}$ .

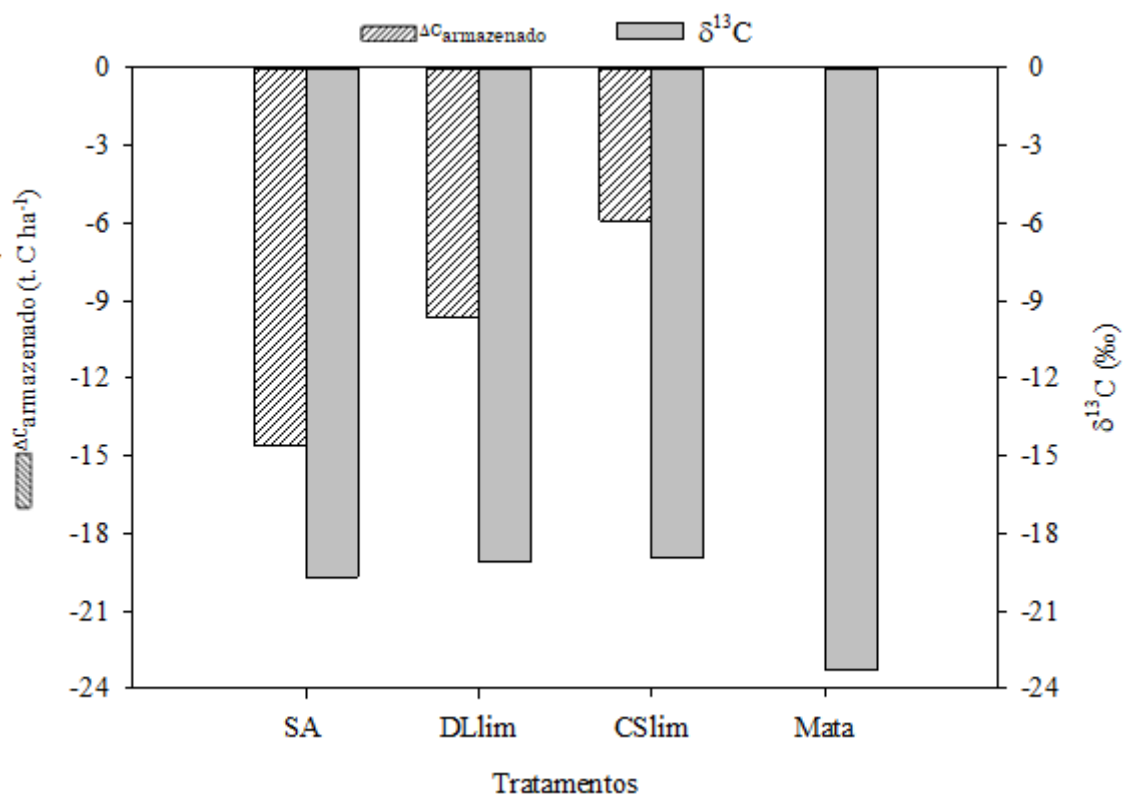


Figura 7: Representação da variação de C armazenado e da abundância isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  ao longo do perfil do solo, em função dos diferentes tratamentos.

A variação de  $\delta^{13}\text{C}$  esta relacionado com os tratamentos efectuados e a adição de C ao solo, obtendo-se a seguinte sequência dos teores de  $\delta^{13}\text{C}$ :

$$\text{MA} < \text{SA} < \text{DLlim} < \text{CSlim}.$$

Na Figura 8, apresentam-se os valores de diferença de C armazenado (em  $\text{t. ha}^{-1}$ ) e da abundância isotópica do  $^{13}\text{C}$  ( $\delta^{13}\text{C}$  ‰) por camadas de 0-5 (a), 5-10 (b), 10-30 (c) e 0-30 cm (d) para os tratamentos SA, DLlim e CSlim, e a área de referência (Mata).

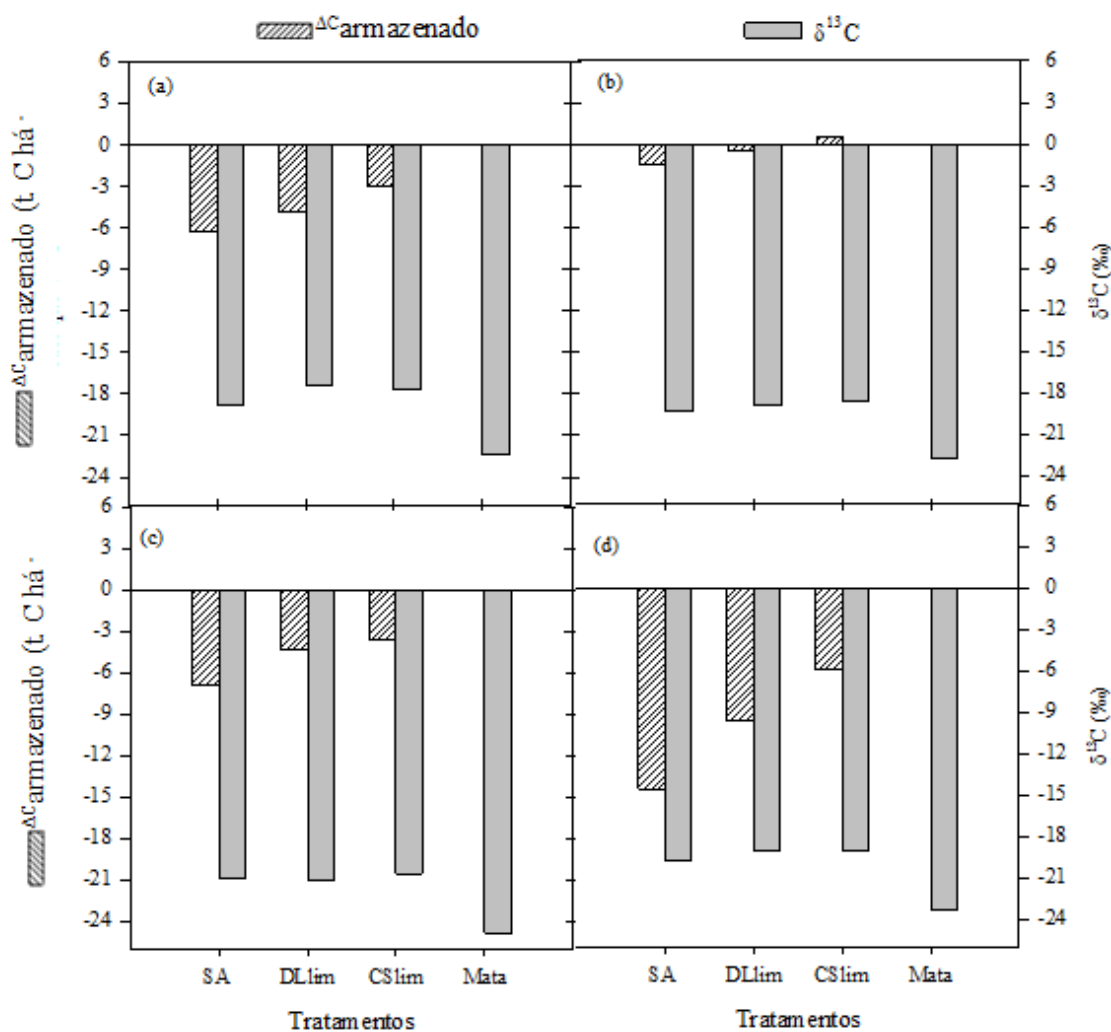


Figura 8: Representação da variação de C armazenado e da abundância isotópica de  $\delta^{13}\text{C}$  para as diferentes camadas de solo analisadas, em função dos diferentes tratamentos.

Nota: a) Camada de 0-5 cm; b) Camada de 5-10 cm; c) Camada de 10-30 cm e c) Camada de 0-30 cm.

Nas duas primeiras camadas, se bem que a diferença de C armazenada seja significativa ( $p < 0,05\%$ ) entre tratamentos (CLlim, CSLim) e SA, parece que a abundância isotópica  $^{13}\text{C}$  não sofreu grandes alterações, apresentando valores próximos de  $-18 \delta^{13}\text{C}\%$ . E são superiores aos valores da área de referência Mata ( $-23 \delta^{13}\text{C}\%$ ).

Já na camada 10 – 30 cm, para uma variação de  $\delta^{13}\text{C}\%$  equivalente a camada 0-5 cm, obtiveram-se valores igualmente semelhantes entre si, mas inferiores ( $\pm -21 \delta^{13}\text{C}\%$ ).

Finalmente, para se compreender a relação entre o input cumulativo de C e as alterações no armazenamento de C, nos solos sujeitos aos tratamentos que levaram adubações orgânicas (DLlim e CSLim) ao longo dos anos, fez-se a correlação entre ambas as variáveis, (Figura 9).

Em ambos os tratamentos, verifica-se uma correlação linear positiva com  $R^2$  próximo da unidade, o que demonstra que as incorporações de C no solo traduzem-se num aumento linear de C armazenado no mesmo ao longo dos anos. Estes resultados são corroborados pelo referido em Maillard & Angers, (2014).

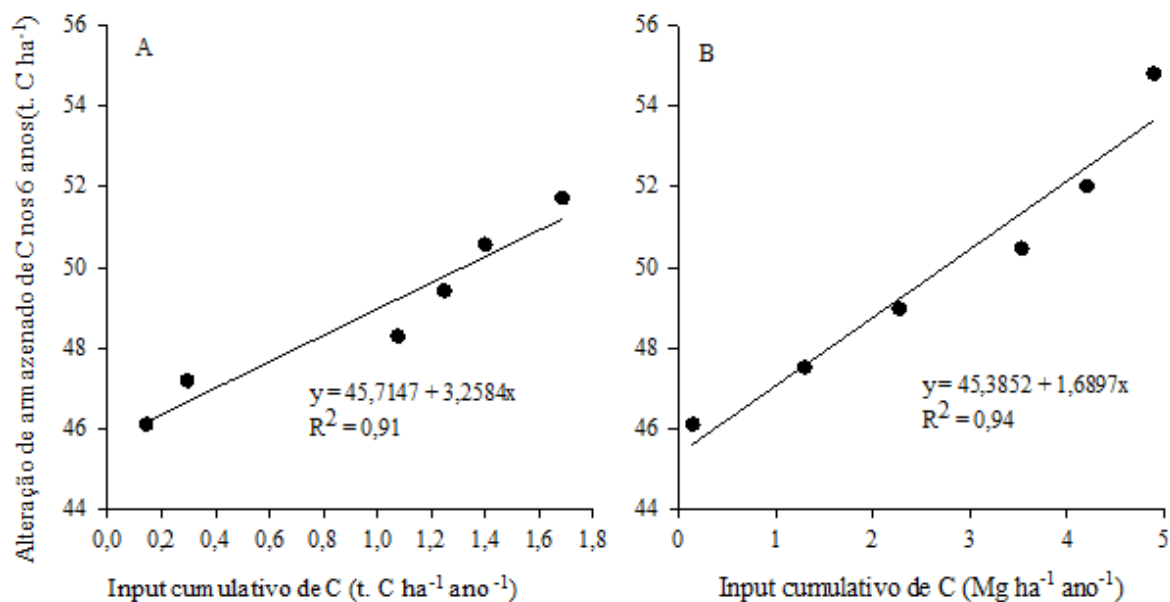


Figura 9: Representação gráfica da relação entre os Input cumulativo de C e as alterações de armazenamento de C no solo ao longo dos anos.

Nota: A - DLlim; B - CSLim.



## 5. CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Neste estudo, o uso de terra de acordo com os objetivos apresentados, promoveram mudanças no conteúdo de carbono, onde maiores concentrações de carbono foram encontradas nas camadas superficiais.

Os tratamentos DLlim e CSLim apresentaram uma dinâmica semelhantes no conteúdo de carbono ao longo do perfil do solo estudado (0 -30 cm) igual 51, 72 e 54, 80 Mg ha<sup>-1</sup> superior ao SA (46,12 Mg ha<sup>-1</sup>) e próximo à Mata (60,69 Mg ha<sup>-1</sup>).

A abundância natural de carbono apresentaram valores mais altos de isótopos nos tratamentos DLlim e CSLim com a variação entre -17,37<sup>13</sup>C ‰ a -20,96 <sup>13</sup>C ‰ e -17,67<sup>13</sup>C ‰ a -20,52 <sup>13</sup>C ‰, respectivamente, seguido por SA com - 18,83 à - 20,92 <sup>13</sup>C ‰ próximo a área de referência (Mata) com valor mais baixo de variação entre - 22,38 à - 24,81 <sup>13</sup>C ‰ a profundidade de 0 – 30 cm.

Em todos tratamentos, o CSLim apresentou maior índice de eficiência em armazenar o C igual 0,9, seguido por DLlim com 0,85 e SA com menor IEC igual 0,76 ao longo do perfil do solo (0 – 30 cm) nos 6 anos estudados.

Embora o CSLim apresente valores absolutos de melhor desempenho, o DLlim poderá ser o tratamento mais eficaz, visto que as quantidades aportadas de C foram muito inferiores ao do outro tratamento (DLlim = 1,685 t/ha<sup>-1</sup> é < CSLim = 4,893 t/ha<sup>-1</sup> ).

Perante estes resultados, recomenda-se intensificar trabalhos e pesquisas sobre impactos causadas por diferentes manejos e usos do solo na agricultura, porque é uma necessidade como alternativa ambientalmente correta e sustentável para mitigar a degradação do solo e diminuir as emissões de GEE.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABPA, (2022). Relatório Anual da Associação Brasileira de Proteína Animal (ABPA). Capítulo de Carne suína. Dados de ABPA. Brasil, 2 -144p.
- Aita, C.; Giacomini, S. J., (2006). Plantas de cobertura de solo em sistemas agrícolas. In: ALVES, B. J. R. et al. (Eds.). Manejo de sistemas agrícolas: impacto no seqüestro de C e nas emissões de gases de efeito estufa. Porto Alegre: Genesis, p. 59-79.
- Aita, C.; Schirrmann, J.; Pujol, S. B.; Giacomini, S. J.; Rochette, P.; Angers, D. A.; Chantigny, M. H.; Gonzatto, R.; Giacomini, D. A.; Doneda, A., (2015). Reducing nitrous oxide emissions from a maize-wheat sequence by decreasing soil nitrate concentration: Effects of split application of pig slurry and dicyandiamide. *European Journal of Soil Science*, [s. l.], v. 66, n. 2, p. 359–368.
- Alvares, C. A. *et al.* (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, p. 711-728.
- Balbinot, R., (2009). Carbono, nitrogênio e razões isotópicas  $\delta^{13}C$  e  $\delta^{15}N$  no solo e vegetação de estágios sucessionais de floresta ombrófila densa submontana. Tese apresentada ao Programa de PósGraduação em Engenharia Florestal, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 103p.
- Barros, E. C.; Nicoloso, R. S.; Oliveira, P. A. V.; Correa, J. C., (2019). Potencial agronômico dos dejetos de suínos. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves. 52 p.
- Bayer, C.; Amado, T. J. C.; Tornquist, C. G.; Cerri, C. E. C.; Dieckow, J.; Zanatta, J. A.; & Nicoloso, R. S., (2011). Estabilização do carbono no solo e mitigação das emissões de gases de efeito estufa na agricultura conservacionista. *Tópicos Ci. Solo, Brasil*, 7:55-118.
- Bayer, C.; Martin-Neto, L.; Mielniczuk, J.; Pavinato, A. & Dieckow, J., (2006). Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. *Soil Tillage Res.*, 86:237-245.
- Bernoux, M.; Cerri, C. C.; Cerri, C. E. P.; Siqueira Neto, M.; Metay, A.; Perrin, A. S.; Scopel, E.; Razafimbelo, T.; Blavet, D.; Piccolo, M. C.; Pavei, M.; Milne, E.

- (2006). Cropping systems, carbon sequestration and erosion in Brazil, a review. *Agronomy for Sustainable Development, Les Ulis*, v. 26, p. 1-8.
- Bernoux, M.; Cerri, C. C.; Neill, C.; Moraes, J. F. L., (1998). The use of stable carbon isotopes for estimating soil organic matter turnover rates. *Geoderma* 82. 43–58.
- Blair, G.J.; Lefroy, R.D.B.; Lisle, L. (1995). Soil carbon fractions based on their degree of oxidation, and the development of a carbon management index for agricultural systems. *Australian Journal of Agricultural Research*, v.46, p.1459-1466.
- Brasil, (2016). Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Suinocultura de baixa emissão de carbono: tecnologias de produção mais limpa e aproveitamento econômico dos resíduos da produção de suínos / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Mobilidade Social, do Produtor Rural e do Cooperativismo. – Brasília: MAPA.
- Brasil, (2017). Resolução CONAMA nº 481, de 03 de outubro de 2017. Estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, nº 191, Seção 1, p. 51.
- Brasil, (2020). Resolução CONAMA nº 498, de 19 de agosto de 2020. Define critérios e procedimentos para produção e aplicação de biossólido em solos, e dá outras providências. Brasília: Diário Oficial da União, n. 161, Seção 1, p. 265- 269.
- Cardoso, B. F.; Oyamada, G. C.; Silva, C. M., (2015). Produção, Tratamento e Uso dos Dejetos Suínos no Brasil. *Desenvolvimento em Questão*. Editora Unijuí. Ano 13, n. 32. p.127-145.
- Carvalho, D. C.; Pereira, M. G.; Guareschi, R. F.; Simon, C. A.; Toledo, L. O.; Piccolo, M. C. (2017). Carbono, Nitrogênio e Abundância Natural de  $\delta^{13}\text{C}$  do Solo em Coberturas Florestais. *Floresta e Ambiente*. 10p; 24: e20150093.
- Cassol P. C.; Costa, A. C.; Ciprandi, O.; Pandolfo, C. M.; Ernani, P. R., (2012) Macronutrient availability and maize yield after swine slurry applications to an oxisol. *Rev Bras Ciênc Solo* 36; 911–1923p.
- Caxito, F. A.; Silva, A. V. (2015). Isótopos estáveis: fundamentos e técnicas aplicadas à caracterização e proveniência geográfica de produtos alimentícios. *Geonomos é*

publicada pelo CPMTC-Centro de Pesquisa Professor Manoel Teixeira da Costa, Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Brasil, p10-17. Acesso 20/10/2022, disponível: doi:10.18285/geonomos.v23i1.657

Chung, H.; Grove, J. H.; Six, J., (2008). Indications for soil carbon saturation in a temperate agroecosystem. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 72:1132-1139.

Comin, J. J.; Dortzbach, D.; Sartor, L. R.; Belli Filho, P., (2007). Adubação prolongada com dejetos suínos e os efeitos em atributos químicos e físicos do solo e na produtividade em plantio direto sem agrotóxicos. *Revista Brasileira de Agroecologia*, V. 2, n. 2.

Comin, J.J.; Loss, A.; Veiga, M.; Guardini, R.; Schmitt, D. E.; Oliveira, P.A. V.; Filho, P.B. ; Couto, R. R.; Benedet, L.; Müller Junior, V.; Brunetto, G., (2013). 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*, 51:p.459-470.

Conceição, P. C.; Boeni, M.; Dieckow, J.; Bayer, C.; Mielniczuk, J. (2008). Fracionamento densimétrico com politungstato de sódio em estudos de protecção física da matéria orgânica do solo. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:541-549.

Conceição, P.C.; Amado, T. J. C.; Mielniczuk, J.; Spagnollo, E. (2005). Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.29, p.777-788.

Correia, T.P.S.; Paludo, V.; Souza, S.F.G.; Baio, T.P.; Silva, P.R.A., (2015). Distribuição de sementes de soja com tecnologia Rampflow no disco horizontal, 4ª Jornada Científica e Tecnológica da FATEC de Botucatu, Botucatu – São Paulo, Brasil. Faculdade de Tecnologia do Estado de São Paulo.

Decreto-Lei n.º 102-D/2020. Regime geral da gestão de resíduos, o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro e altera o regime da gestão de fluxos específicos de resíduos, transpondo as Diretivas (UE) 2018/849, 2018/850, 2018/851 e 2018/852. Emitido por: Presidência do Conselho de Ministros. Portugal: Diário da República n.º 239/2020, 1º Suplemento, Série I de 2020-12-10, páginas 2 – 269. Acesso 20 de Novembro de 2022: <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/102-d-2020-150908012>

Decreto-Lei n.º 127/2013. Regime de emissões industriais aplicável à prevenção e ao controlo integrados da poluição, bem como as regras destinadas a evitar e ou reduzir as emissões para o ar, a água e o solo e a produção de resíduos, transpondo a Diretiva n.º 2010/75/UE, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 24 de novembro de 2010, relativa às emissões industriais (prevenção e controlo integrados da poluição). Emitido por: Presidência do Conselho de Ministros. Portugal: Diário da República n.º 167/2013, Série I de 2013-08-30, páginas 5324 – 5389. Acesso 20 de Novembro de 2022: <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/127-2013-499546>

Decreto-Lei n.º 13/2016. Regime jurídico da responsabilidade por danos ambientais. Portugal: Diário da República n.º 48/2016, Série I de 2016-03-09. Acesso 20 de Novembro de 2022: <https://dre.pt/dre/legislacao-consolidada/decreto-lei/2008-34503075-75034143>.

Decreto-lei nº81/2013. Novo regime de exercício da atividade pecuária e altera os Decretos-Leis n.º 202/2004, de 18 de agosto, e n.º 142/2006, de 27 de julho. Emitido por: Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território. Portugal: Diário da República n.º 113/2013, Série I de 2013-06-14, páginas 3304 – 3329. Acesso 20 de Novembro de 2022: <https://dre.pt/dre/detalhe/decreto-lei/81-2013-496729>

Ducatti, C.; Martins, C.L.; Arrigoni, M.B.; Martins, M.B.; Vieira Jr., L.C.; Denadai, J. C., (2011). Utilização de isótopos estáveis em ruminantes. R. Bras. Zootec., v.40, p.68-75.

Embrapa, (1997). Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise de solos. 2.ed. Rio de Janeiro. 212p.

Embrapa, (2022). Manejo adequado do solo aumenta sequestro de carbono em áreas irrigadas. Revista cultivar. Brasil. Consultado em: <https://revistacultivar.com.br/noticias/manejo-adequado-do-solo-aumenta-sequestro-de-carbono-em-areas-irrigadas>.

Estado de São Paulo, (2020). Resolução SIMA n.º 69, de 08 de setembro de 2020. Dispõe sobre a dispensa de licenciamento ambiental das atividades de compostagem e vermicompostagem de resíduos orgânicos compostáveis de

baixo impacto ambiental, sob condições determinadas. São Paulo: Diário Oficial do Estado, Seção I, p. 36.

FATMA, (2014). Instrução Normativa N° 11 – suinocultura. Acesso em 20/10/ 2022: [http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%Suino cultura.pdf](http://www.fatma.sc.gov.br/ckfinder/userfiles/arquivos/ins/11/IN%2011%Suino%20cultura.pdf).

Fernandez, I.; Mahieu, N.; Cadisch, G., (2003). Carbon isotopic fractionation during decomposition of plant materials of different quality. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 17, p.1.1-1.11.

Francisco, C. A. L., (2019). Matéria orgânica e agregação do solo em áreas adubadas com dejetos líquidos de suínos. Dissertação do mestrado pela Universidade Federal de Santa Catarina, Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas (PGA), Florianópolis, 70p.

Giroto, E.; Ceretta, C. A.; Brunetto, G.; Santos, D. R.; Silva, L. S.; Lourenzi, C. R.; Lorenzini, F.; Costa, R.; Vieira, B.; Schmatz, R., (2010). Acúmulo e formas de cobre e zinco no solo após aplicações sucessivas de dejetos líquidos de suínos. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, [s. l.], v. 34, n. 3, p. 955 – 965.

Gomes, M. V., (2018). Mecanismos de estabilização de carbono em argissolo subtropical sob sistemas de manejo de longa duração. Tese de obtenção do Grau de Doutor em Ciência do Solo. Universidade Federal do Rio Grande Do Sul, Faculdade de Agronomia, Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo. Brasil, Porto Alegre, RS. 158p.

Guimarães, T. P.; Maneschy, R. Q.; Oliveira, I. K. S.; Castro, A. A.; Oliveira, P. D.; Costa, K. C. G., (2021). Sequestro de carbono em sistemas silvipastoris de regeneração natural da agricultura familiar, São Domingos do Araguaia – PA. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*, Curitiba, v.4, n.3, p. 4721-4728.

Handley, L. L.; Raven, J. A., (1992). The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology. *Plant, Cell & Environment*. Vol.15, issue 9, 965-985.

Hanke, D. & Dick, D. P., (2019). Estoque de carbono e mecanismos de estabilização da matéria orgânica do solo. *Revista Agropampa*, v. 2, n. 2. p.171-190.

- Hassink, J., (1996). Preservation of plant residues in soils differing in unsaturated protective capacity. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 60:487-491.
- IMA., (2014). Instrução Normativa N° 11: Suinocultura. Florianópolis. Citados no IMA, 2009. Instrução Normativa N° 11: Suinocultura. Florianópolis.
- Jesus, K. N., (2017). Conteúdos e dinâmica do carbono e nitrogênio em solos sob diferentes coberturas e usos de terra em Pernambuco. Tese de doutorado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 112p.
- Kunz, A.; Higarashi, M. M.; Oliveira, P. A., (2005). Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudados no Brasil. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, [s. l.], v. 22, n. 3, p. 651–665.
- Kunz, A.; Miele, M.; Steinmetz, R. L. R., (2009). Advanced swine manure treatment and utilization in Brazil. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 5485–5489.
- Lal, R., (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma* 123, p1 – 22. Acesso: 20/10/2022; doi:10.1016/j.geoderma.2004.01.032
- Lal, R., (2006). Soil carbon sequestration in Latin America. In: Lal, R., Cerri, C.C., Bernoux, M., Etcheves, J., Cerri, E. (Eds.), *Carbon Sequestration in Soils of Latin America*. Food Products Press, New York, pp. 49–64.
- Lima, A. P.; Benedet, L.; Ferreira, G. W.; Santos Júnior, E.; Loss, A.; Comin, J. J., (2019). Estoque de carbono em substâncias húmicas de solo submetido a aplicações de diferentes fontes orgânicas de nutrientes. *Anais da XII Reunião Sul-Brasileira de Ciência do Solo*. Xanxerê – SC, Brasil.
- Lima, G. W. B.; Leitão, F. O.; Silva, W. H., (2021). Práticas Adotadas Na Suinocultura Alinhadas Com A Economia Circular: Uma Revisão Integrativa da Literatura. Editora Unijuí, ISSN 2237-6453, Ano 19, n. 57, p.174-194.
- Lima, J. D. P., (2018). Aspectos da agricultura conservacionista e desenvolvimento da cultura da soja em sistemas integrados de produção agropecuária. Dissertação (Graduação em Programa de Pós-graduação em Ciências Agrárias – Agronomia) -- Instituto Federal Goiano, Campus Rio Verde. 81p.
- Loss, A.; Comin, J. J.; Santos, E.; Mergen Junior, C. A.; Giumbelli, L. D.; Pereira, M. G.; Gustavo Brunetto, G., (2015). Fertilidade do Solo em Agregados Biogênicos

e Fisiogênicos sob Aplicação Continuada de Dejetos Suínos. Sociedade Brasileira de Ciências do Solo, núcleo regional do sul. 3p.

Loss, A.; Pereira, M. G.; Schultz, N.; Anjos, L. H. C.; Silva, E. M. R., (2011). Frações orgânicas e índice de manejo de carbono do solo em diferentes sistemas de produção orgânica. IDESIA (Chile), Volumen 29, Nº 2. p11-19.

Lourenzi, C. R.; Ceretta, C. A.; Silva, L. S. D.; Trentin, G.; Giroto, E.; Lorensini, F.; Tiecher, T. L.; Brunetto, G., (2011). Soil chemical properties related to acidity under successive pig slurry application. Rev. Bras. Ci. Solo. v. 35, n. 5, p. 1827-1836.

Mafra, M. S. H.; Cassol, P. C.; Albuquerque, J. A.; Correa, J. C.; Marco André Grohskopf, M. A.; Panisson, J., (2014). Acúmulo de carbono em Latossolo adubado com dejetos líquidos de suínos e cultivado em plantio direto. Pesq. agropec. bras., Brasília, v.49, n.8, p.630-638.

Máguas, C.; Griffiths, H., (2003). Applications of stable isotopes in plant ecology. Progress in Botany, Vol. 64 © Springer-Verlag Berlin Heidelberg.473p

Maillard, E. & Angers, D. A., (2014). Animal manure application and soil organic carbon stocks: a meta-analysis. Global Change Biology (2014) 20, p666–679. Acesso 15/11/2022: doi: 10.1111/gcb.12438.

Maillard, E.; Angers, D. A.; Chantigny, M.; Bittman, S.; Rochette, P.; Lévesque, G.; Hunt, D.; Parent, L. É., (2015). Carbon accumulates in organo-mineral complexes after long-term liquid dairy manure application. Agriculture, Ecosystems and Environment 202, 108–119p.

Martins, J. M. A., (2012). Espectroscopia de cavidade ressonante do tipo “ring-down” (CRDS) como ferramenta para a determinação da distribuição isotópica de carbono. Dissertação (mestrado) – Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro, Departamento de Química. 107p.

Mascarenhas, N. M. H.; Furtado, D. A.; Cavalcante, C. R.; Costa, A. N. L.; Souza, M. A.; Gonçalves, M. G.; Oliveira, A. G.; Brito, A. N. S. L.; Silva, L. P. F. R.; Nogueira, L. P. S.; Dornelas, K. C.; Rodrigues, R. C. M.; Neto, M. S. M.; Paiva, F. J. S.; & Silva, S. N., (2020). Modelos de agricultura sustentável: biodinâmica



e sistema silvipastoril. *Sociedades de Ciência Agrária de Portugal. Revista de Ciências Agrárias*, 43(3): p363-371.

Mellek, J. E., (2009). Dejeito líquido bovino e alterações em atributos físicos e teor de carbono de um latossolo sob plantio direto. Dissertação (mestrado em ciência do solo) – setor de ciências agrárias, Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 50p.

Morino, C. C., (2021). A aplicação de dejetos de suínos no solo como insumo agrônomico e os seus impactos ambientais. Monografia apresentada ao Curso de pós-graduação “Conformidade Ambiental com Requisitos Técnicos e Legais”, da Escola Superior da CETESB, como requisito parcial para obtenção do título de especialista em Conformidade Ambiental. Escola Superior da CETESB. Brasil, São Paulo. 154p.

Müller Júnior, V., (2021). Emissões de óxido nitroso provenientes da aplicação de dejetos suínos ao solo para fins de fertilização agrícola. Tese de Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Brasil, 158p.

Nadelhoffer, K. J.; Fry, B., (1988). Controls on natural nitrogen-15 and carbon-13 abundances in forest soil organic matter. *Soil Science Society of America Journal* 52, p.1633–1640.

Nicoloso, R. S., (2009). Mecanismos de estabilização do carbono orgânico do solo em agroecossistemas de clima temperado e sub-tropical. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria. 108p.

Nicoloso, R. S.; Lovato, T.; Amado, T.J.C.; Bayer, C.; Lanza Nova, M.E. (2008). Balanço do carbono orgânico no solo sob integração lavoura-pecuária no Sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.32, p.2425-2433.

Oliveira, P. A. V., (2016). Produção e Manejo de Dejetos de Suínos. *Embrapa Suínos e Aves*, Concórdia – SC, p.72-90.

Ribeiro, G. J., (2022). Resíduos da suinocultura: impactos ambientais, manejo correto e benefícios. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao curso de Agronomia da Universidade Federal da Fronteira Sul – campus Erechim, como parte das exigências para obtenção do título de Bacharel em Agronomia. Universidade Federal da Fronteira Sul Campus Erechim. Brasil, Erechim – RS, 30p.

- Sá, J. C. M.; Lal, R., (2009). Stratification ratio of soil organic matter pools as an indicator of carbon sequestration in a tillage chronosequence on a Brazilian Oxisol. *Soil & Tillage Research*, v. 103, p.46-56.
- Santos, H. G.; Jacomine, P. K. T.; Anjos, L. H. C.; Oliveira, V. Á.; Lumberras, J. F.; Coelho, M. R.; Almeida, J. A.; Cunha, T. J. F.; Oliveira, J. B., (2013). *Sistema Brasileiro de Classificação de Solos*. 3ª ed. rev. ampl. – Brasília, DF: Embrapa. 353 p.
- Schiavo, J. A.; Rosset, J. S.; Pereira, M. G.; Salton, J. C., (2011). Índice de manejo de carbono e atributos químicos de Latossolo Vermelho sob diferentes sistemas de manejo. *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.46, n.10, p.1332-1338.
- Severo, F. F., (2015). Carbono total e abundância natural de <sup>13</sup>C em perfis de solo sob plantio de eucalipto. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria. 69p.
- Six, J.; Bossuyt, H.; Degryze, S.; Denef, K., (2004). A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil Tillage Res.*, 79:7-31.
- Sleiman, M.; Venturini Filho, W. G.; Ducatti, C.; Nojimoto, T., (2008). Utilização de isótopos estáveis do carbono e do nitrogênio para determinar o percentual de malte em cervejas tipo Pilsen. *Brazilian Journal of Food Technology*, v. 11, n. 2, p. 95-102.
- Smith, B.N.; Epstein, S.; (1971). Two categories of <sup>13</sup>C/<sup>12</sup>C ratios for higher plants. *Plant Physiology* 47, 308–384.
- Song, X.; Spaccini, R.; Pan, G.; Piccolo, A., (2013). Stabilization by hydrophobic protection as a molecular mechanism for organic carbon sequestration in maize-amended rice paddy soils. *Sci. Total Environ.* 458–460, 319–330.
- Sousa, F. A.; Campos, A. T.; Silva, E.B.; Gandini, A. M. M.; Corrêa, J. M., (2014). Redução do potencial poluidor de dejetos de suínos em lagoas de estabilização em série. *Bioscience Journal*, Uberlândia, v. 30, n. 1, p. 65-73.

- Souza, C.F.; Carvalho, C. C. S.; Campos, J. A.; Matos, A. T.; Ferreira, W. P. M., (2009). Caracterização de dejetos de suínos em fase de terminação. *Ceres*, [s.l.], v. 56, n. 2, p. 128–133.
- Stewart, C.E.; Paustian, K.; Conant, R.T.; Plante, A.F. & Six, J., (2008). Soil carbon saturation: evaluation and corroboration by long-term incubations. *Soil Biol. Biochem.*, 40:1741- 1750.
- Tavares, J. M. R., (2016). Modelagem do consumo de água, produção de dejetos e emissão de gases de efeito estufa e amônia na suinocultura. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina. 229p.
- Tavares, J. M. R.; Belli Filho, P.; Coldebella, A.; Oliveira, P.A.V., (2014). The water disappearance and manure production at commercial growing-finishing pig farms. *Livestock Science*, [s.l.], v. 169, n. C, p. 146–154.
- Ventura, B. S., (2017). Aplicações sucessivas de dejetos suínos alteram a dinâmica de carbono, nitrogênio e frações da matéria orgânica dos agregados do solo. Programa de Pós-graduação em Agroecossistemas da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do Grau de Mestre em Agroecossistemas. UFSC, Florianópolis – SC, 68p.
- Wang, Y.; Hu, N.; Xu, M.; Li, Z.; Lou, Y.; Chen, Y.; Wu, C.; Wang, Z., (2015). 23-year manure and fertilizer application increases soil organic carbon sequestration of a rice–barley cropping system. *Biol. Fertil. Soils* 51, p.583–591.
- Zardo, L.; Casimiro, E. L.N., (2016). Plantabilidade de diferentes tecnologias de disco para semeadura sob duas velocidades. *Revista Cultivando o Saber*. ISSN 2175-2214 Edição Especial, p. 92 -101.

## ANEXO

Quadro 7: Características e quantidades de adubos (DL em m<sup>3</sup>/ha e CS em kg/ha) aplicados, com respectivos teores de N, P e K, e quantidades de adubação mineral N (ureia, 45% N), P (superfosfato triplo, 46 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e K (cloreto de potássio, 60 % K<sub>2</sub>O) (em kg ha<sup>-1</sup>) aplicados no solo (Muller Júnior, 2021).

Cultura/ Aplicação	Tratamento	MS %	C %	QA	C/N	N	P	K	N	P	K
Milho (2013/2014)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	38,09	36,62	2.3007,69	16,65	2,2	2,7	1,9	9,45	7,01	7,91
	1ª Aplicação Dejetos (DL)	1,12	31,85	21,15	10,98	2,9	8,1	7,5	5,5	16,97	17,86
Milho (2013/2014)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	38,09	36,62	8.076,92	16,65	2,2	2,7	1,1	33,07	24,55	27,67
	2ª Aplicação Dejetos (DL)	1,12	31,85	28,85	11,79	2,7	8,6	6,3	7	24,63	20,41
Milho (2013/2014)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	-	-	-63,93	-	-	-	-	-57,6	-	-5,26
	3ª Aplicação Dejetos (DL)	-	-	-88,21	-	-	-	-	-84,4	-	-3,16
Aveia (2014)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	27,13	27,62	5.769,23	11,05	2,5	1	0,7	19,72	4,7	9,35
	1ª Aplicação Dejetos (DL)	4,89	23,08	19,23	4,53	5,1	1,8	7,5	3,84	1,53	7,04
Aveia (2014)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	21,68	27,62	5.769,23 (4,42)	17,48	1,58	1,68	-	9,88	6,30 (1,90)	7,58
	2ª Aplicação Dejetos (DL)	3,1	23,08	5,77	7,45	3,1	0,4	18,3	0,7	0,06	5,17
Milho(2014/2015)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	28	33,45	19.230,77	10,45	3,2	0,7	0,8	13,85	20,35	3,96
	1ª Aplicação Dejetos (DL)	1,25	29,69	38,46	5,71	5,2	2,7	7,5	19,93	11,27	35,84
Milho(2014/2015)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	28	33,45	1.923,08 (46,57)	10,45	3,2	0,73	0,84	5,23	19,17 (19,96)	0,2
	2ª Aplicação Dejetos (DL)	1,12	17,76	9,62 (115,34)	3,7	4,8	3,2	9,9	4,15 (75,00)	7,17 (40,34)	12,91

Nota: QA – Quantidades aplicadas; Ms – Massa; Os valores entre parênteses representam a suplementação mineral das adubações, em kg ha<sup>-1</sup> (Muller Júnior, 2021).

Quadro 7: Características e quantidades de adubos (DL em m<sup>3</sup>/ha e CS em kg/ha) aplicados, com respectivos teores de N, P e K, e quantidades de adubação mineral N (ureia, 45% N), P (superfosfato triplo, 46 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e K (cloreto de potássio, 60 % K<sub>2</sub>O) (em kg ha<sup>-1</sup>) aplicados no solo (Muller Júnior, 2021) (Cont.).

Cultura/ Aplicação	Tratamento	MS %	C %	QA	C/N	N	P	K	N	P	K
Aveia (2015)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	23,23	29,34	5.769,23	6,99	4,2	2,1	1,2	28,41	0,6	13,9
1ª Aplicação	Dejetos (DL)	0,61	25,55	12,5	6,55	3,9	1,5	10,6	2,37	1	8,09
Aveia (2015)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	-	-	-33,94	-	-	-	-	-1,73	-12,32	-2,87
2ª Aplicação	Dejetos (DL)	5,49	35,21	57,69 (7,88)	5,1	6,9	2,6	1,9	24,34 (3,89)	10,25 (1,71)	8,5
Milho (2015/2016)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	21,05	26,78	14.348,08	16,95	1,58	0,77	0,82	23,57	6,89	21,78
1ª Aplicação	Dejetos (DL)	1,69	20,62	115,38	6,92	2,98	0,9	1,45	46,35	15,46	28,18
Milho (2015/2016)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	21,05	26,78	13.461,54 (98,32)	-	-	-	-	22,11 (54,09)	6,46 (44,23)	20,44
2ª Aplicação	Dejetos (DL)	1,69	20,62	115,38 (10,82)	7,26	2,84	1,03	0,68	44,17 (10,82)	17,69	13,21
Aveia (2016)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	20,79	27,87	5.769,23	14,07	1,98	1,05	1,36	11,87	8,82	16,31
1ª Aplicação	Dejetos (DL)	11,69	15,26	28,85	7,44	2,05	6,52	3,7	5,53	19,79	15,03
Aveia (2016)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	21,68	28,36	6.730,77	14,1	2,01	0,97	0,6	14,67 /4,76)	9,91 (11,23)	8,76
2ª Aplicação	Dejetos (DL)	15,36	11,26	19,23	4,36	2,58	5,69	1,56	6,10 (0,25)	15,13	5,55

Nota: QA – Quantidades aplicadas; Ms – Massa; Os valores entre parênteses representam a suplementação mineral das adubações, em kg ha<sup>-1</sup> (Muller Júnior, 2021).

Quadro 7: Características e quantidades de adubos (DL em m<sup>3</sup>/ha e CS em kg/ha) aplicados, com respectivos teores de N, P e K, e quantidades de adubação mineral N (ureia, 45% N), P (superfosfato triplo, 46 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e K (cloreto de potássio, 60 % K<sub>2</sub>O) (em kg ha<sup>-1</sup>) aplicados no solo (Muller Júnior, 2021) (Cont.).

<b>Cultura/ Aplicação</b>	<b>Tratamento</b>	<b>MS %</b>	<b>C %</b>	<b>QA</b>	<b>C/N</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>	<b>N</b>	<b>P</b>	<b>K</b>
Milho (2016/2017) 1ª Aplicação	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	23,2	30,56	5.769,23	14,62	2,09	2,21	0,53	13,99	20,71	6,36
	Dejetos (DL)	8,31	19,65	28,85	3,96	4,96	1,81	6,68	9,51	8,94	19,29
Milho (2016/2017) 2ª Aplicação	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	23,2	30,56	7.692,31	14,62	2,09	2,21	0,53	18,65	27,61	9,46
	Dejetos (DL)	4,61	15,42	28,85	2,48	6,21	2,02	4,52	6,61	5,54	7,24
Milho (2016/2017) 3ª Aplicação	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	23,2	30,56	11.538,46	14,62	2,09	2,21	0,53	27,97 (9,43)	41,41	14,19 (30)
	Dejetos (DL)	5,61	16,48	67,31	2,65	6,21	2,02	4,52	18,76 (35,05)	15,72 (59,71)	20,55 (12,69)
Aveia (2017) 1ª Aplicação	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	22,46	10,95	5.769,23	4,72	2,32	1,37	0,57	15,03	12,43	7,39
	Dejetos (DL)	4,58	16,98	67,31	2,04	8,32	7,85	3,14	20,52	21,78	9,68
Aveia (2017) 2ª Aplicação	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	22,46	10,95	4.807,69	4,72	2,56	1,08	1,71	13,82	8,16	18,46
	Dejetos (DL)	5,58	12,36	57,69	1,64	7,54	8,05	4	15,94 (21,63)	23,32	10,57
Aveia (2017) 3ª Aplicação	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	22,46	10,95	1.923,08	4,72	2,11	1,46	1,91	4,56	4,41	8,25
	Dejetos (DL)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nota: QA – Quantidades aplicadas; Ms – Massa; Os valores entre parênteses representam a suplementação mineral das adubações, em kg ha<sup>-1</sup> (Muller Júnior, 2021).

Quadro 7: Características e quantidades de adubos (DL em m<sup>3</sup>/ha e CS em kg/ha) aplicados, com respectivos teores de N, P e K, e quantidades de adubação mineral N (ureia, 45% N), P (superfosfato triplo, 46 % P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>) e K (cloreto de potássio, 60 % K<sub>2</sub>O) (em kg ha<sup>-1</sup>) aplicados no solo (Muller Júnior, 2021) (Cont.).

Cultura/ Aplicação	Tratamento	MS %	C %	QA	C/N	N	P	K	N	P	K
Milho (2017/2018)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	20,79	23,54	7.692,31	11,89	1,98	2,05	1,33	15,83	22,95	21,27
1ª Aplicação	Dejetos (DL)	12,58	4,59	76,92	1,05	4,36	5,24	1,89	33,75	45,64	18,29
Milho (2017/2018)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	23,56	23,54	7.692,31	11,89	1,98	2,05	1,33	17,94	26,01	24,1
2ª Aplicação	Dejetos (DL)	11,24	7,58	38,46	2,12	3,57	3,99	1,2	13,82	17,37	5,81
Milho (2017/2018)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	24,86	23,54	3.846,15	11,89	1,98	2,05	1,33	9,47 (25,96)	13,72 (26,54)	12,72
3ª Aplicação	Dejetos (DL)	13,25	9,98	19,23	4,64	2,15	2,69	0,75	4,16	5,86	1,81
Aveia (2018)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	36,23	17,56	8.653,85	7,57	2,32	0,94	0,26	36,37	20,63	8,15
1ª Aplicação	Dejetos (DL)	4,96	7,45	38,46	1,67	4,45	5,63	2,15	6,79	9,67	4,1
Aveia (2018)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	22,46	13,25	1.923,08	5,41	2,45	1,31	1,03	5,29	3,96	4,45
2ª Aplicação	Dejetos (DL)	5,58	8,75	57,69	1,05	8,32	7,85	3,14	19,05 (0,15)	22,74	8,99 (0,03)
Milho (2018/2019)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	30,21	16,54	3.846,15	5,5	3,01	3,71	1,02	17,49	30,18	11,85
1ª Aplicação	Dejetos (DL)	42,15	12,21	38,46	2,24	5,45	6,54	3,45	70,68	95,68	55,93
Milho (2018/2019)	Controle (SA)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Composto (CS)	30,21	16,54	3.846,15	5,95	2,78	2,13	1,65	16,15 (34,62)	17,32 (39,81)	19,17 (23,08)
2ª Aplicação	Dejetos (DL)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nota: QA – Quantidades aplicadas; Ms – Massa; Os valores entre parênteses representam a suplementação mineral das adubações, em kg ha<sup>-1</sup> (Muller Júnior, 2021).