

Efeitos de curto prazo da aplicação de corretivos orgânicos em solos florestais

Lucca Silveira Mousinho Mossio

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção
do Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais.*

Orientada por

Professora Doutora Felícia Maria da Silva Fonseca

Professor Doutor Tomás D’Aquino Rosa de Figueiredo

Bragança

2024

LUCCA SILVEIRA MOUSINHO MOSSIO

Efeitos de curto prazo da aplicação de corretivos orgânicos em solos florestais

Dissertação de Mestrado apresentada para obtenção do título de Mestre em Gestão de Recursos Florestais. Pesquisa sob orientação da Professora Doutora Felícia Maria da Silva Fonseca (IPB) e Professor Doutor Tomás D'Aquino Rosa de Figueiredo (IPB).

Dedico este trabalho a minha família e
minha companheira.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha família pelo apoio a esta grande oportunidade de realizar o mestrado em Gestão de Recursos Florestais no Instituto Politécnico de Bragança. Dessa forma fico feliz em recompensar todo o esforço deles me tornando um profissional cada vez melhor.

Gostaria de agradecer também a minha companheira Giovana, por sempre estar me apoiando e dando forças pra seguir com meus trabalhos, apesar das dificuldades encontradas no processo. Agradeço o amor, carinho e compreensão neste momento tão importante de minha vida. Amo você demais.

Agradeço também ao meu amigo Mathaeus Aguiar, um dos maiores apoiadores para que eu viesse estudar em Portugal, que mesmo estando longe, sempre foi presente em minha vida e me incentivou nesta etapa da minha jornada. E também a meu amigo Vinicius Barros, por me receber de portas abertas e dar todo o suporte para minha chegada em Portugal.

Obrigado a ESA-IPB pela oportunidade de adquirir mais conhecimento e pelo contato com tantos profissionais de excelência na área de recursos florestais. À minha orientadora Prof. Dra. Felícia Fonseca e ao meu co-orientador Prof. Dr. Tomás Figueiredo por toda a confiança, incentivo e apoio no desenvolvimento da experimentação e escrita da dissertação. As amizades que formei no IPB e estiveram comigo desde o início do mestrado e deste trabalho, em especial a Israel Santos, amigo que Bragança me proporcionou, por todo o apoio desde o início do projeto até o auxílio com as análises estatísticas e transmissão de conhecimento. Agradeço também a toda equipa do laboratório de solos do IPB, por todo apoio na instalação das parcelas e nas atividades laboratoriais desenvolvidas, além é claro de toda discussão acerca do tema.

Também deixo meu sincero agradecimento a Palombar – Conservação da Natureza e do Patrimônio Rural e a Associação para o Estudo e Proteção do Gado Asinino, pela parceria com liberação da área experimental, os recursos para a composição e aplicação dos corretivos orgânicos dos tratamentos e o apoio na instalação do campo experimental em Algoz, Vimioso.

RESUMO

Em consequência das mudanças climáticas e da degradação dos solos, durante a COP21 foi assinado o Acordo de Paris, em 2015, constituindo acordo juridicamente vinculante. Durante a COP21 foi lançada a iniciativa 4 por 1000, que visa aumentar o teor atual de carbono do solo em 0,4% por ano, através do uso de práticas sustentáveis de gestão do solo. Deste modo, o presente estudo tem por objetivo avaliar o efeito da aplicação de diferentes corretivos orgânicos, na superfície de solos florestais, nas propriedades físicas e químicas do solo como formas alternativas de gestão direcionadas à Iniciativa 4 por 1000. A área experimental localiza-se em Algosó, Vimioso, em área da Rede Natura 2000, onde foram instalados, no dia 13/10, sete tratamentos: (1) RV5 - aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de Resíduos Verdes (estilha de matos mediterrâneos); (2) RV10 - aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de Resíduos Verdes (estilha de matos mediterrâneos); (3) CE5 - aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de Composto Estabilizado (produzido numa estação de compostagem localizada no local); (4) CE10 - aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de Composto Estabilizado (produzido numa estação de compostagem localizada no local); (5) EB5 - aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de Estrume de Burro; (6) EB10 - aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de Estrume de Burro e, (7) C – Controlo. Dois meses e nove dias após a instalação dos tratamentos, foram colhidas amostras de solo perturbadas para propriedades químicas solo nas profundidades 0-5 cm, 5-10 cm e 10-20 cm para os teores de carbono e azoto em laboratório e não perturbadas para determinação de propriedades físicas do solo na profundidade 0-5 cm (permeabilidade, densidade, porosidade, capacidade de campo, capacidade máxima para a água). Os resultados mostram aumento de 6% e 7% na porosidade total nos tratamentos EB5 e CE10, respetivamente. Houve também aumento de 6% na microporosidade nos tratamentos CE10 e EB5. Na estabilidade dos agregados do solo nos tratamentos RV5, RV10 e EB10, apesar de não diferirem do solo original, foram superiores aos demais tratamentos aplicados. Já as propriedades químicas não apresentaram diferenças estatísticas entre tratamentos na camada 0-5 cm, apenas na camada 10-20 cm, porém, isto pode ser um efeito do próprio solo, por causa do curto prazo de ação dos corretivos no solo. Contudo, esta avaliação de curto prazo ainda não é suficiente para definir qual o melhor corretivo orgânico e qual a melhor gestão deste no solo, sendo necessário avançar com o estudo do impacto dos corretivos orgânicos na dinâmica temporal do carbono no solo e nas propriedades físico-químicas do solo.

Palavras Chave: propriedades do solo, matéria orgânica, carbono, Acordo de Paris

ABSTRACT

As a result of climate change and soil degradation, the Paris Agreement was signed during COP21 in 2015, constituting a legally binding agreement. During COP21, the 4 per 1000 initiative was launched, which aims to increase the current soil carbon content by 0.4% per year, through the use of sustainable soil management practices. Thus, the present study aims to evaluate the effect of the application of different organic amendments, on the surface of forest soils, on the physical and chemical properties of the soil as alternative forms of management aimed at the 4 per 1000 Initiative. The experimental area is located in Algosó, Vimioso, in an area of the Natura 2000 Network, where seven treatments were installed on 10/13: (1) RV5 - application of 5 Mg ha⁻¹ of Plant Residues (Mediterranean scrub chips); (2) RV10 - application of 10 Mg ha⁻¹ of Plant Residues (Mediterranean scrub chips); (3) CE5 - application of 5 Mg ha⁻¹ of Stabilized Compost (produced in a composting station located on site); (4) CE10 - application of 10 Mg ha⁻¹ of Stabilized Compost (produced in a composting station located on site); (5) EB5 - application of 5 Mg ha⁻¹ of Donkey Manure; (6) EB10 - application of 10 Mg ha⁻¹ of Donkey Manure and, (7) C – Control. Two months and nine days after the installation of the treatments, soil samples were disturbed for soil chemical variables at depths of 0-5 cm, 5-10 cm and 10-20 cm for carbon and nitrogen contents in the laboratory and undisturbed for determination of soil physical properties at depth 0-5 cm (permeability, density, porosity, field capacity, maximum water capacity). The results show an increase of 6% and 7% in total porosity in treatments EB5 and CE10, respectively. There was also a 6% increase in microporosity in treatments CE10 and EB5. The stability of soil aggregates in treatments RV5, RV10 and EB10, although not different from the original soil, were superior to the other treatments applied. However, the chemical variables did not present statistical differences between treatments in the 0-5 cm layer, only in the 10-20 cm layer. However, this may be an effect of the soil itself, due to the short-term action of the soil amendments. However, this short-term assessment is still not sufficient to define the best organic corrective and its best management in the soil, and it is necessary to advance with the study of the impact of organic correctives on the temporal dynamics of carbon in the soil and on the physical-chemical properties of the soil.

Keywords: soil properties, organic matter, carbon, Paris Agreement.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	IV
RESUMO.....	V
ABSTRACT.....	VI
ÍNDICE.....	VII
LISTA DE FIGURAS	IX
LISTA DE TABELAS	XII
1. INTRODUÇÃO.....	01
OBJETIVO GERAL.....	02
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	02
ORGANIZAÇÃO DA TESE.....	03
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	04
2.1 MUDANÇAS CLIMÁTICAS E O ACORDO DE PARIS	04
2.2 EFEITO DE RESÍDUOS ORGÂNICOS NAS PROPRIEDADES DOS SOLOS.....	07
2.2.1 <i>Propriedades físicas do solo</i>	08
2.2.2 <i>Propriedades químicas e biológicas do solo</i>	09
2.3 CARBONO E AZOTO NOS SOLOS	11
2.3.1 <i>Ciclos do carbono e do azoto</i>	11
2.3.2 <i>Razão C/N</i>	14
2.3.3 <i>Estoque de carbono no solo</i>	15
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	18
3.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	18
3.2 INSTALAÇÃO DO CAMPO EXPERIMENTAL	19
3.3 AMOSTRAGEM E AVALIAÇÕES DE CAMPO.....	21
3.4 ANÁLISES E AVALIAÇÕES LABORATORIAIS	24
3.4.1 <i>Avaliação de propriedades físicas do solo</i>	25
3.4.1.1 <i>Teor de elementos grosseiros</i>	25
3.4.1.2 <i>Densidade aparente do solo</i>	25
3.4.1.3 <i>Permeabilidade do solo</i>	26
3.4.1.4 <i>Porosidade total</i>	27
3.4.1.5 <i>Capacidade de campo e capacidade máxima para a água</i>	28
3.4.1.6 <i>Microporosidade e Macroporosidade</i>	28
3.4.1.7 <i>Determinação da estabilidade dos agregados do solo</i>	29

3.4.2	<i>Determinação de propriedades químicas do solo</i>	31
3.4.3	<i>Carbono no solo</i>	32
3.5	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	33
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	34
4.1	PROPRIEDADES FÍSICAS DO SOLO	34
4.1.1	<i>Elementos grosseiros</i>	34
4.1.2	<i>Densidade aparente do solo</i>	36
4.1.3	<i>Permeabilidade do solo</i>	38
4.1.4	<i>Porosidade do solo</i>	39
4.1.5	<i>Capacidade de campo e capacidade de saturação</i>	43
4.1.6	<i>Densidade real</i>	45
4.1.7	<i>Estabilidade de agregados</i>	45
4.2	PROPRIEDADES QUÍMICAS DO SOLO	49
4.2.1	<i>Matéria orgânica do solo</i>	49
4.2.2	<i>Azoto no solo</i>	51
4.2.3	<i>Carbono orgânico armazenado no solo</i>	54
5.	CONCLUSÕES	58
6.	REFERÊNCIAS	60

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Processos afetando a dinâmica do carbono orgânico do solo. Setas azuis indicam emissões de CO ₂ . Fonte: Autor (2024) adaptado de Lal (2004).....	10
Figura 2 – Ciclo biogeoquímico do carbono. Fonte: adaptado de UCAR (2007).....	12
Figura 3 – Ciclo biogeoquímico do azoto. Fonte: adaptado de UCAR (2007).....	14
Figura 4 - Localização geográfica da área de instalação do Campo Experimental Permanente em Algosó, concelho de Vimioso. Fonte: Fonseca (2023)	19
Figura 5 – Parcelas dos tratamentos do Campo Experimental Permanente, Algosó, Vimioso. Fonte: Fonseca (2023).....	20
Figura 6 – Aplicação de corretivos orgânicos nas parcelas do Campo Experimental Permanente. Fonte: Fonseca (2023)	21
Figura 7 - A) Hifas de fungos; B) Dejetos de mesofauna; C) Presença de minhocas; D) Germinação de trevos (leguminosas), nas parcelas do Campo Experimental Permanente. Fonte: Fonseca (2023)	22
Figura 8 - Localização dos pontos de amostragem nas parcelas do Campo Experimental Permanente. Fonte: Fonseca (2023)	23
Figura 9 - Colheita de amostras de solo nas parcelas do Campo Experimental Permanente. Fonte: Fonseca (2023).....	23
Figura 10 - Amostras a secar em estufa a 45°C	24
Figura 11 - Pesagem e crivagem das amostras secas para separação dos elementos grosseiros...	25
Figura 12 - Utilização de permeâmetro para avaliação de parâmetros físicos do solo.....	26
Figura 13 - Estabilizador de agregados.....	29
Figura 14 – Amostras húmidas colocadas em estufa a 105°C.....	31
Figura 15 – Elementos grosseiros do solo (EG) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 126).....	35
Figura 16 – Densidade aparente do solo (Dap) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 126).	37

Figura 17 – Permeabilidade inicial (Ki) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (controle), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42).....	38
Figura 18 – Permeabilidade final (Kf) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42).....	39
Figura 19 – Porosidade total do solo (P) na profundidade 0-5 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42).....	40
Figura 20 – Microporosidade do solo (MicroP) na profundidade 0-5 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42).	42
Figura 21 - Macroporosidade do solo (MacroP) na profundidade 0-5 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42).	43
Figura 22 – Capacidade de campo (CC) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42)	44
Figura 23 – Capacidade de saturação (CMA) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42)..	44
Figura 24 – Densidade real (Dr) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42).....	45
Figura 25 – Estabilidade dos agregados do solo (EA) da classe 0,25 mm (microagregados) nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha ⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha ⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05 (n = 84).	47

- Figura 26** – Estabilidade dos agregados do solo (EA) da classe 0,40 mm (macroagregados) nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) (n = 84).....48
- Figura 27** – Teor de matéria orgânica do solo (MO) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) (n = 126). 50
- Figura 28** – Teor de azoto no solo (N) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) (n = 126).....52
- Figura 29** – Quantidade de carbono armazenada no solo (COS) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças estatísticas significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) (n = 126). 55

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Classificação da permeabilidade dos solos (SCS/USDA).....	28
Tabela 2 – Caracterização química do solo original.	33

1. INTRODUÇÃO

Os ecossistemas terrestres são considerados reservatórios de carbono, especialmente no solo. Isto implica que uma gestão adequada dos recursos destes ecossistemas e agroecossistemas pode resultar num maior sequestro de carbono, apoiando na redução de gases de efeito estufa na atmosfera, os quais interferem nas alterações climáticas (Machado, 2005).

As mudanças climáticas causam numerosos impactos negativos, entre os quais se destacam aumento da temperatura, inundações e secas severas, incêndios, mudanças nos padrões de precipitação e na intensidade de eventos extremos (Alpino et al., 2022). Estas alterações nos componentes meteorológicos são o reflexo das atividades humanas desenvolvidas ao longo das últimas décadas, que são as principais responsáveis pela modificação da composição atmosférica global (Malhi et al, 2021).

O clima é um fator crucial e determinante na distribuição e características dos sistemas naturais ou implementados (Skendžic et al., 2021). Estes sistemas são afetados pelas alterações climáticas, havendo erros nas previsões, oscilação de produtividade, desregulação de pragas, secas de cursos hídricos, entre outros fenómenos. Isso evidencia a importância do desenvolvimento de práticas conservativas sustentáveis que auxiliem na mitigação das mudanças climáticas (Chandio et al., 2020).

Em busca de implementar estas práticas, no ano de 2015, durante a COP21, foi estabelecido o Acordo de Paris, com o principal objetivo de equilibrar o balanço entre os gases emitidos para a atmosfera e o sequestro de carbono nos reservatórios terrestres, indicando o solo como o principal reservatório de carbono que pode contribuir de forma significativa para a estabilidade das alterações climáticas, devido a apresentar um elevado potencial de armazenamento de carbono, para além das vastas reservas de carbono que já entram na sua composição (Smith, 2012; King et al., 2018).

O aumento dos estoques de carbono orgânico do solo pode contribuir para a mitigação do aumento da concentração de CO₂ na atmosfera. Na COP21, foi estabelecida a iniciativa “4 por 1000”, que propõe uma elevação anual do teor de carbono do solo em 0,4%, através do aumento do teor de matéria orgânica (aproximadamente 58% da matéria orgânica é carbono orgânico), com a implementação de práticas culturais conservativas e incremento de resíduos orgânicos no solo. Este valor seria suficiente para compensar as

emissões antropogênicas de CO₂ dentro de um período de 30 anos (King et al., 2018; Martin et al., 2021).

A matéria orgânica tem importantes funções no solo, podendo atuar na fertilidade do solo, na retenção de água, na aeração, na estabilidade dos agregados, na redução dos processos erosivos, além de atuar na retenção e estoque de carbono orgânico do solo, sendo fundamental para a redução e equilíbrio das alterações climáticas (Smith, 2012; Oldfield et al., 2018; Beillouin et al., 2021). Os efeitos positivos de resíduos orgânicos no solo (adicionados de forma natural ou artificial) são diversos, sendo importante a sua manutenção com técnicas apropriadas de conservação do solo e da fertilidade do solo, auxiliando na recuperação de ecossistemas, manutenção da biodiversidade, melhoria da qualidade das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e mitigação das mudanças climáticas (Lal, 2020; Sahu et al., 2024). Nas propriedades físicas do solo, este efeito é observado no aumento da estabilidade dos agregados do solo e da porosidade, melhoria na taxa de infiltração da água e aeração do solo, redução das perdas de solo e nutrientes por erosão e favorecimento do crescimento, expansão e desenvolvimento dos sistemas radiculares das plantas (Esmaeilzadeh & Ahangar, 2014; Pereira, 2019).

Assim, alternativas de manejo que visem a gestão ou incremento de matéria orgânica no solo são indispensáveis para o sequestro de carbono no contexto atual de mudanças climáticas, recuperação de áreas degradadas e segurança alimentar no mundo, tornando os sistemas agrícolas mais resilientes às alterações climáticas (Rumpel et al., 2020). Com este propósito, recorreu-se ao uso de corretivos orgânicos de fácil acesso, para estudar os efeitos produzidos na qualidade de solos florestais.

Objetivo Geral

O presente trabalho tem por objetivo avaliar o efeito da aplicação de diferentes corretivos orgânicos na qualidade de solos florestais e no incremento de matéria orgânica, como formas alternativas de gestão, visando os objetivos do Acordo de Paris.

Objetivos específicos

- Avaliar a influência de corretivos orgânicos nas propriedades físicas do solo;
- Quantificar o carbono e azoto a partir da aplicação dos corretivos orgânicos;
- Calcular o armazenamento de carbono do solo como estoque de carbono;

- Demonstrar o acréscimo de 0,4% carbono orgânico no solo e qual a consequência para o Acordo de Paris.

Organização da tese

O primeiro capítulo da dissertação é introdutório, onde busca-se uma iniciação ao tema abordado, a importância e os objetivos do estudo.

O segundo capítulo traz uma revisão de literatura dividida em três tópicos principais: as mudanças climáticas e o Acordo de Paris, efeito de resíduos orgânicos em solos florestais e carbono e azoto em solos florestais.

O terceiro capítulo remete-se às metodologias utilizadas na pesquisa, abrangendo a área de estudo, o delineamento experimental, trabalho de campo e de laboratório, análises estatísticas.

No quarto capítulo apresentam-se os resultados obtidos, bem como uma discussão a respeito da temática e destes resultados com embasamento científico para explicar os dados.

Por fim, no quinto capítulo, apresentam-se as conclusões do estudo e recomendações para próximos trabalhos.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Mudanças climáticas e o Acordo de Paris

As mudanças climáticas são variações significativas que acontecem nas condições médias do clima, por um longo período de tempo. Estas variações passaram a ser uma das principais preocupações a nível global, levantando muitas questões do foro ambiental, deixando de ser apenas uma curiosidade científica (Vijayavenkataraman et al., 2012).

Oscilações climáticas referentes à temperatura, umidade do ar, pressão atmosférica e radiação solar estão diretamente ligadas às concentrações de dióxido de carbono na atmosfera, que têm vindo a ser incrementadas por influência das atividades antrópicas (Jacobi et al., 2011; Paines et al., 2019). A queima e a degradação das florestas são uma das principais fontes de gases de efeito estufa como o dióxido de carbono e o metano para a atmosfera (Primieri et al., 2017).

A constante utilização de combustíveis fósseis em diversas atividades humanas, vem sistematicamente contribuindo para o aumento das concentrações de gases com efeito de estufa (GEE) contribuindo para o aquecimento do ar e da água dos oceanos, determinando alterações no equilíbrio climático do planeta (Abreu et al., 2014). O dióxido de carbono, associado a outras gases atmosféricos, são componentes fundamentais para a manutenção da temperatura global, pois sem estes gases, o planeta sofreria um resfriamento gradual em sua temperatura. Todavia, o aumento de sua concentração na atmosfera induz um aquecimento gradual, que vem se constatando pelas mudanças visíveis no comportamento climático do planeta (UCAR, 2006).

Impactos como aumento da temperatura do ar, alterações da intensidade e distribuição da precipitação total em várias localidades, e até mesmo fenômenos naturais extremos ocorrem em resposta às mudanças climáticas do planeta, como: ondas de calor recorrentes, tempestades, aumento do índice de aridez em áreas suscetíveis à desertificação e precipitações extremas (IPCC, 2007; ICNF, 2013). O que está a acontecer é que as taxas de emissões de GEE, seja por via natural ou, principalmente, pelas atividades antrópicas ligadas à economia e desenvolvimento, são maiores do que o sequestro e estoque de carbono pelos ecossistemas terrestres e oceanos. Desta forma, os gases ficam acumulados na atmosfera, prejudicando a dinâmica climática do planeta (Pacheco & Helene, 1990).

Devido à necessidade de alternativas para a mitigação das alterações climáticas, principalmente a redução das emissões de CO₂ para a atmosfera, torna-se importante uma visão específica dos benefícios e danos que podem ser alcançados com a flutuação do carbono na atmosfera, auxiliando nas decisões sobre políticas climáticas a respeito da limitação de emissões (Scovronick et al., 2019). As mudanças climáticas representam uma grande ameaça para a humanidade e para o planeta, podendo seus resultados ter proporções irreversíveis. A cooperação internacional para minimizar os danos causados pelas emissões de GEE na atmosfera é fundamental para a manutenção da vida e equilíbrio dos ecossistemas terrestres (Nações Unidas, 2015).

Visando estabelecer metas e objetivos no contexto global; convenções e protocolos foram estabelecidos em reuniões da ONU para fazer face às mudanças climáticas. O Protocolo de Kyoto, assinado em 1997, por exemplo, constitui o primeiro acordo internacional com o objetivo de limitar as emissões de GEE na atmosfera para os países desenvolvidos, no qual ficou acordada a redução de uma média de 5,2% dos níveis de emissões ocorridos em 1990, devendo-se ser realizado entre 2008-2012 (Barichello & Araújo, 2009; Ferreira, 2016). O Protocolo de Kyoto exigia das partes participantes relatórios rigorosos das emissões de CO₂, bem como das ações implementadas para a mitigação e redução destas emissões. Da mesma forma, foi-se criado o Mecanismo do Desenvolvimento Limpo, o qual certificava as compensações de carbono geradas pelas ações dos países desenvolvidos (Delbeke et al., 2019).

Países do Anexo I (países desenvolvidos) que ratificaram o protocolo adotaram o compromisso de reduzir as emissões de GEE, já os países fora do Anexo I (países em desenvolvimento), não assumiram obrigações, mas utilizaram seus territórios para atividades que contribuíssem com a absorção destes gases (Barichello & Araújo, 2009; Bodanski, 2011). Os Estados Unidos não ratificaram o protocolo devido a essa disparidade de obrigações entre as partes (Delbeke et al., 2019; Scovazzi, 2021).

O aumento da desconfiança entre as Partes e os fracos resultados das numerosas reuniões, além da necessidade de haver ações e metas mais equitativas no que respeita às emissões de carbono, de acordo com o cenário de cada país, levou à revisão do Protocolo de Kyoto, dando espaço a novos acordos internacionais para mitigação das mudanças climáticas, como o Acordo de Paris, em 2015 (Scovazzi, 2021).

O Acordo de Paris de 2015 é diferente dos demais por ser juridicamente vinculante e o primeiro acordo internacional sobre as mudanças climáticas que apresentou obrigações a todas as Partes participantes, onde as políticas nacionais são parte integrante de um sistema de transparência internacional, bem como relatórios e revisões globais. Desta forma, os planos políticos tornaram-se cada vez mais efetivos e fortalecidos (Dimitrov, 2016; Delbeke et al., 2019).

Os compromissos nacionais, criados por cada país, são peças fundamentais para a funcionalidade e sucesso do Acordo, ou seja, uma política de redução das emissões de GEE vista de baixo (nível nacional) para cima (nível global) é mais fácil e realista de ser executada, onde os somatórios destas contribuições nacionais serão responsáveis pelas metas globais (Ferreira, 2016). Estas ações nacionais são designadas de Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDCs) e a sua flexibilidade torna o nível de contribuição, para a redução das mudanças climáticas, possível de ser alcançado por todos os países, dentro de um esquema de proporcionalidade, ou seja, responsabilidades comuns em geral, porém, respeitando a capacidade de cada país (Dimitrov, 2016; Delbeke et al., 2019; Polonik et al., 2021).

Como meta global acordada no Acordo de Paris de 2015, ficou estabelecido que a temperatura deve ser mantida em comparação aos níveis pré-industriais, e assim não pode ultrapassar 2°C de aumento, aspirando-se a 1,5°C até o ano de 2100, considerando a redução das emissões (Dimitrov, 2016; Ganesan et al., 2019; nisbet et al., 2020; Gössling et al., 2023). Cada país promove suas ações de acordo com o NDC para a redução do incremento de temperatura a nível local (Polonik et al., 2021).

O Acordo de Paris ainda tem o objetivo de alcançar um balanço entre as fontes de emissão de carbono e os compartimentos de armazenamento e acúmulo deste carbono na superfície terrestre para a segunda metade do século XXI, onde ocorrerá uma transformação gradual da economia dependente de combustíveis fósseis para uma economia de baixa emissão ou emissão zero, o que tem impacto no objetivo de manter a temperatura global dentro de certos limites (Delbeke et al., 2019; Gössling et al., 2023).

A exploração destes compartimentos de estoque de carbono deu origem à “Iniciativa 4 por 1000”, desenvolvida e estabelecida na COP21, associada ao Acordo de Paris (2015), tornando-se um procedimento de cooperação internacional que visa demonstrar e incrementar cientificamente a função e potencial de estoque de carbono dos

solos agrícolas e florestais diante das mudanças climáticas (EMBRAPA, 2019).

Estima-se que cerca de 1500 Gt C estão presentes na biosfera terrestre numa camada de um metro de profundidade do solo. Atividades agrícolas e de uso do solo podem causar alterações neste reservatório de carbono, onde cerca de 25% de CO₂, 50% de CH₄ e 70% de N₂O são emitidos por atividades antropogênicas. Todavia, o aumento de carbono orgânico total do solo pode contribuir com a redução destes elementos na atmosfera, além de beneficiar funções ecológicas do solo (Lal, 2004; Hutchinson et al., 2007; Paustian et al., 2016; Rumpel et al., 2020).

O equilíbrio das entradas e saídas de carbono do solo pode ser determinado pelas condições pedoclimáticas, forma de uso e ocupação do terreno e também pelas práticas de manejo realizadas. As perdas estão essencialmente associadas ao aumento das taxas de decomposição da matéria orgânica, queimadas e fogos controlados como prática cultural e práticas facilitadoras de erosão e degradação do solo (Sanderman et al., 2017; Rumpel et al., 2020).

Aponta-se que com um acréscimo de carbono no solo numa proporção de 0,4% ao ano, pode se alcançar a desaceleração das concentrações de CO₂ emitidas para a atmosfera através do fomento do sequestro de carbono no solo, o qual consegue estocar aproximadamente o dobro de carbono presente na atmosfera, utilizando-se práticas de manejo nos agro-sistemas e florestas que visam a manutenção da matéria orgânica, que por sua vez é essencial na sustentabilidade dos ecossistemas a curto, médio e longo prazo (4per1000, 2015; INRAE, 2019; Martin et al., 2021).

2.2 Efeitos dos resíduos orgânicos nas propriedades dos solos

O teor de matéria orgânica do solo, com origem na humificação de resíduos orgânicos, representa um indicador essencial da qualidade do solo desempenhando influências nas funções ecológicas, biológicas, físicas e químicas que ocorrem no solo (Stolbov et al., 2007). Uma variação nos teores de matéria orgânica pode alterar propriedades do solo, tais como: estabilidade dos agregados, porosidade, aeração, densidade aparente do solo, capacidade de retenção de água, erodibilidade, compactação do solo, resistência do solo, friabilidade, estoque de carbono, ciclagem de nutrientes, capacidade de troca catiónica, acidez do solo, capacidade de formação de complexos

argilo-húmicos e argilo metálicos, salinidade e interação com a biologia do solo (Degens et al., 2000; Lal, 2004; Strahm et al., 2009; Murphy, 2015; Lal, 2020).

Efeitos mais acentuados podem ser observados na camada 0-20 cm de solo, principalmente devido aos resíduos orgânicos serem depositados e acumulados na superfície do solo. Desta forma, há uma maior influência das transformações ocorridas na matéria orgânica nas propriedades do solo nessa camada (Lajtha et al., 2014; Murphy, 2015; Paul, 2016).

2.2.1 Propriedades físicas do solo

O aumento do teor de matéria orgânica nos solos florestais possibilita a manutenção/melhoria dos atributos físicos do solo. A matéria orgânica apresenta correlação negativa com a densidade aparente do solo, todavia possui correlação positiva com a capacidade máxima para água, a capacidade de campo, a porosidade total e a micro e macroporosidade do solo. Além disto, influencia a permeabilidade do solo, auxiliando na infiltração e retenção de água (Murphy, 2015; Pereira, 2019).

As propriedades físicas do solo são influenciadas pela quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos depositados e acumulados no solo. Contribuem para o aumento da estabilidade dos agregados do solo, tornando-os mais resistentes à erosão, redução da densidade, ou seja, prevenção da compactação do solo, aumento da porosidade do solo, do conteúdo de água que fica disponível no solo e da taxa de infiltração com a criação de macroporos (Barzegar et al., 2002).

A conservação da matéria orgânica funciona como estratégia para a redução da degradação do solo. Todavia, a aplicação de corretivos orgânicos tem especial funcionalidade para a estrutura física do solo e manutenção da estabilidade dos agregados formados, constituindo uma opção muito viável para o manejo de áreas em que o solo necessita de intervenção para tornar-se apto ao desenvolvimento radicular da vegetação (Karami et al., 2012).

O teor de matéria orgânica afeta diretamente a densidade aparente do solo, principalmente nas camadas superficiais. É notável que este efeito contribui para a melhoria da qualidade do solo para o bom desenvolvimento da vegetação, promovendo características desejáveis de porosidade e aeração, o que facilita o desenvolvimento radicular, além de uma boa infiltração e retenção de água (Chaudhari et al., 2013).

A porosidade do solo tem forte relação com a concentração de matéria orgânica do solo, comumente de forma indireta, a partir do aumento da atividade microbiana no solo, que promove incremento de espaços vazios no solo (macro e microporos) de forma a melhorar a infiltração e retenção de água, a aeração do solo e a redução da compactação do solo, contribuindo para melhoria da sua qualidade (Kumar et al, 2020). A influência dos resíduos orgânicos na porosidade do solo favorece uma maior permeabilidade, em que, é comum que maiores concentrações de compostos orgânicos aplicados ao solo, tem maiores potenciais de efeito positivo na permeabilidade do solo (Bouajila & Sanaa, 2011).

A atuação da matéria orgânica na densidade do solo auxilia também na estabilidade da estrutura do solo. O incremento de resíduos orgânicos favorece a formação de macroagregados e microagregados do solo mais estáveis e resistentes que constituem importantes reservatórios de carbono (C) e azoto (N), o que melhora a produtividade, diminui os riscos de erosão e degradação do solo e minimiza a poluição ambiental (Aoyama et al., 1999; Wang et al., 2013).

Os agregados do solo determinam proteção física à matéria orgânica do solo, além de retardarem sua decomposição pela atividade biológica do solo. Estes agregados são formados por alta concentração de substâncias orgânicas conhecidas como substâncias húmicas, particularmente caracterizando o horizonte A dos solos, onde mesmo com altas intensidades de atividade biológica por microrganismos, a estrutura consegue manter-se por elevados períodos de tempo, sendo estáveis (Pulleman & Marinissen, 2004; Karami et al., 2012; Seddaiu et al., 2013; Esmailzadeh & Ahangar, 2014)

2.2.2 Propriedades químicas e biológicas do solo

Resíduos orgânicos são constantemente depositados sobre a superfície do solo e compreendem a camada composta por restos verdes e por compostos orgânicos, formando a matéria orgânica do solo, onde está presente a maior parte do carbono orgânico, superando a vegetação e a atmosfera combinadas (Morillo Sierra, 2012; Scoriza et al., 2012; Lehman & Kleber, 2015).

A deposição e manutenção da necromassa vegetal (serapilheira) consiste numa estrutura funcional para ecossistemas florestais, que representa importante compartimento de carbono e nutrientes, contribuindo para a modificação da ciclagem de

carbono em florestas e das propriedades do solo florestal (Zaninovich, Fontana & Gatti, 2016). O processo de entrada e saída de matéria orgânica (carbono orgânico) no solo é dinâmico, sendo representado na Figura 1 (Lal, 2004).

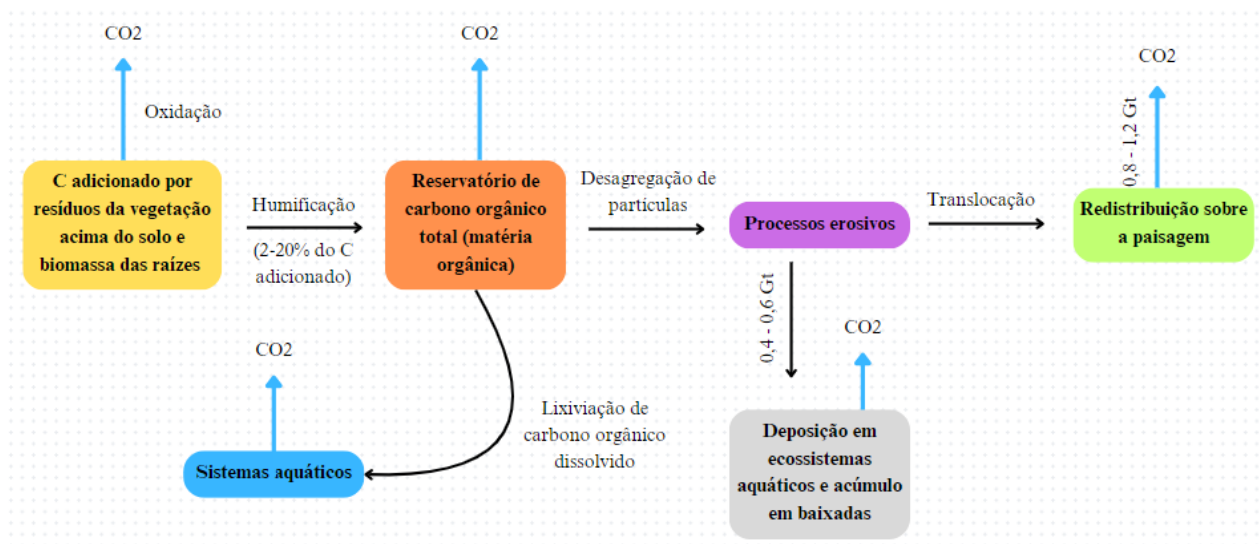


Figura 1. Processos afetando a dinâmica do carbono orgânico do solo. Setas azuis indicam emissões de CO₂. **Fonte:** adaptado de Lal (2004).

Através do processo de fotossíntese, as plantas absorvem CO₂ atmosférico e utilizam-no na composição de seus tecidos, os quais dão origem à maior parcela de matéria orgânica dos solos dos ecossistemas terrestres. Os resíduos liberados a partir das plantas constituem a base da formação da matéria orgânica do solo, adicionando açúcares, ácidos orgânicos e outros componentes de baixo peso molecular no solo. A matéria orgânica proveniente das plantas é composta principalmente por carbono, hidrogênio, oxigênio, azoto, enxofre e fósforo (Gleixner et al., 2001; Kögel-Knabner, 2002; Gleixner, 2013). Os corretivos orgânicos têm a capacidade de incrementar a biomassa microbiana do solo, o que indica influência nas taxas de degradação e mineralização da matéria orgânica, bem como a reciclagem de nutrientes no solo. A atividade enzimática do solo também é componente que sofre influência da deposição de resíduos orgânicos, de forma que a atividade biológica pode contribuir para o suprimento de N no solo através da urease (Ebhin Masto et al., 2006; Wang et al., 2013).

Os microrganismos do solo necessitam de regularidade no suprimento de resíduos orgânicos de forma que possam sobreviver e serem funcionais no solo

(Esmailzadeh & Ahangar, 2014). Um substrato rico em carbono e azoto, proveniente de deposição natural ou aplicação de resíduos orgânicos favorece a atividade biológica no solo, afetando o balanço nutricional e propriedades químicas do solo (Zhang et al., 2018).

As propriedades químicas do solo sofrem influência da deposição de resíduos orgânicos na superfície. A capacidade de troca catiônica é favorecida com o incremento de nutrientes na forma mineralizada provenientes da decomposição da matéria orgânica, aumenta o poder tamponizante do solo (reduz as variações do pH do solo), bem como a disponibilidade de fósforo (P), além de reduzir as concentrações de metais pesados (Krull, et al., 2004). Solos com maiores concentrações de matéria orgânica apresentam maiores teores de C e N, condutividade elétrica e disponibilidade de nutrientes para as plantas (Angelova et al., 2013).

A matéria orgânica é formada por substâncias orgânicas denominadas húmicas, subdivididas nas frações: ácidos húmicos, ácidos fúlvicos e huminas, que correspondem a cerca de 70% da sua composição. Estas substâncias são o resultado dos processos de decomposição e humificação da matéria orgânica do solo, sendo a principal fonte de carbono e azoto orgânico do solo (Lal, 2005; Santos, 2022).

O acúmulo de carbono na matéria orgânica evidencia o potencial de sequestro de carbono dos solos, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas em concordância com o exposto nas ações do Acordo de Paris (2015), melhoria de agroecossistemas aumentando sua produtividade, auxiliando na regeneração natural e conservação dos ecossistemas, incremento da biodiversidade e prevenção da erosão do solo (Feller et al., 2012; Lal, 2020; Bashir et al., 2021).

2.3 Carbono e azoto nos solos

2.3.1 Ciclos do carbono e do azoto

O dióxido de carbono (CO₂) e o metano (CH₄) são os principais gases atmosféricos com bases de carbono. A ciclagem de carbono é dita biogeoquímica, onde as principais fontes de emissão de CO₂ e CH₄ no ciclo são provenientes de atividades humanas, porém há também as emissões com a decomposição de resíduos orgânicos pelos microrganismos, a respiração dos seres vivos e problemas de degradação ambiental como a erosão e perda de solo (UCAR, 2007; Topham et al., 2014).

No ciclo do carbono (Figura 2), existem interações entre a pedosfera, biosfera e atmosfera, considerando que as principais reservas de carbono são os oceanos, a atmosfera (com aproximadamente 800 PgC) e os ecossistemas terrestres, incluindo todas as componentes como o solo e a vegetação, que estão relacionados entre si e em equilíbrio constante, sendo o solo o maior reservatório terrestre na camada de um metro de profundidade, atingindo cerca de 1500 PgC (Waring & Corrida, 2007; Lefèvre et al., 2017).

O carbono é absorvido pelas plantas e algas através da fotossíntese, processo no qual captura carbono atmosférico e o distribui por toda a planta. Os animais herbívoros consomem os organismos produtores e armazenam também o carbono em seu corpo. Estes organismos retornam carbono para a atmosfera através do processo de respiração. Ao morrerem, os resíduos orgânicos provenientes destes organismos inserem carbono no solo, o qual pode ficar estocado nos minerais e agregados do solo ou se perder e voltar para atmosfera de forma direta (perda de solo e degradação) ou indireta (queima de combustíveis fósseis das fontes minerais e atividades industriais). Estes processos ocorrem ao longo do tempo, de forma rápida ou lenta, e são constantes (Pacheco & Helene, 1990; UCAR, 2007; Riebeek, 2011; Schmidt et al., 2011; Hilton & West, 2020).

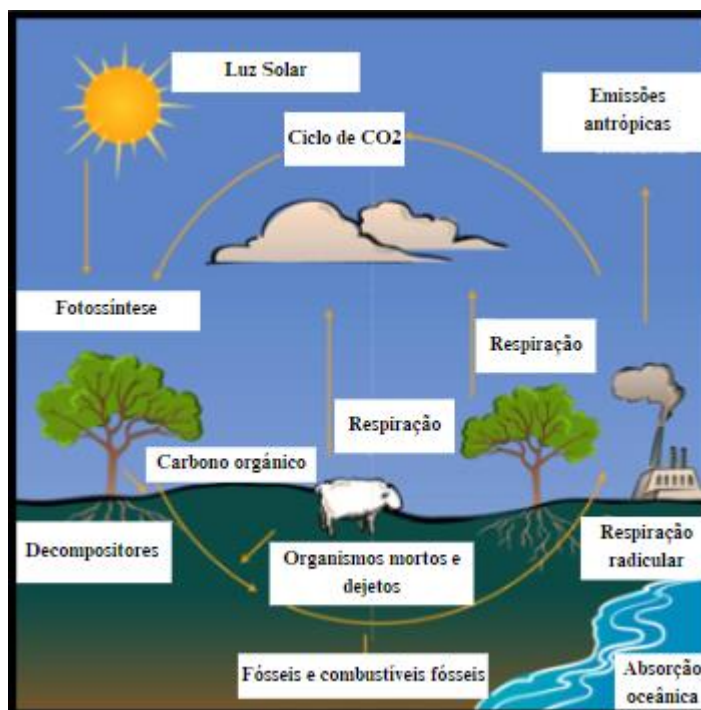


Figura 2. Ciclo biogeoquímico do carbono. **Fonte:** adaptado de UCAR (2007).

Naturalmente, o carbono entra no sistema a partir da vegetação, pelo processo de fotossíntese. A quantidade de carbono é variável de acordo com o tipo de vegetação, seu desenvolvimento e características biológicas, evidenciando a importância dos ecossistemas florestais nos serviços ecossistêmicos. Da mesma forma, o carbono pode ser emitido de volta à atmosfera a partir da respiração dos seres vivos, da decomposição dos resíduos orgânicos e dos processos de erosão do solo (perda de solo), o maior compartimento de carbono terrestre (Moorman et al., 2004; Bompastor, Figueiredo & Fonseca, 2009; Riebeek, 2011; Silva, 2019).

O sequestro de carbono das florestas na forma de CO₂ possibilita aumento na produtividade primária líquida e na relação C/N das folhas. Contudo, o incremento de carbono tem relação próxima e influencia a eficiência de uso do azoto no sistema, além de estimular a fixação biológica deste elemento, o que contribui na modificação da dinâmica do ciclo do azoto (Cui et al., 2024).

O azoto é um elemento que pode ser encontrado em componentes orgânicas e inorgânicas (minerais) dos ecossistemas, movendo-se lentamente em seu ciclo (Figura 3). A atmosfera terrestre possui cerca de 80% de sua composição ocupada por N₂, que pode tornar-se disponível aos organismos vivos através da ação de raios e relâmpagos, fixação bacteriana em associação com leguminosas. Além da fonte atmosférica, há fontes biológicas de azoto reativo mais fáceis de assimilação pelos seres vivos: NO₃, NH₄ e orgânico. É um nutriente essencial aos animais e plantas para a formação de aminoácidos, proteínas e ácidos nucleicos (UCAR, 2007; Takai, 2019).

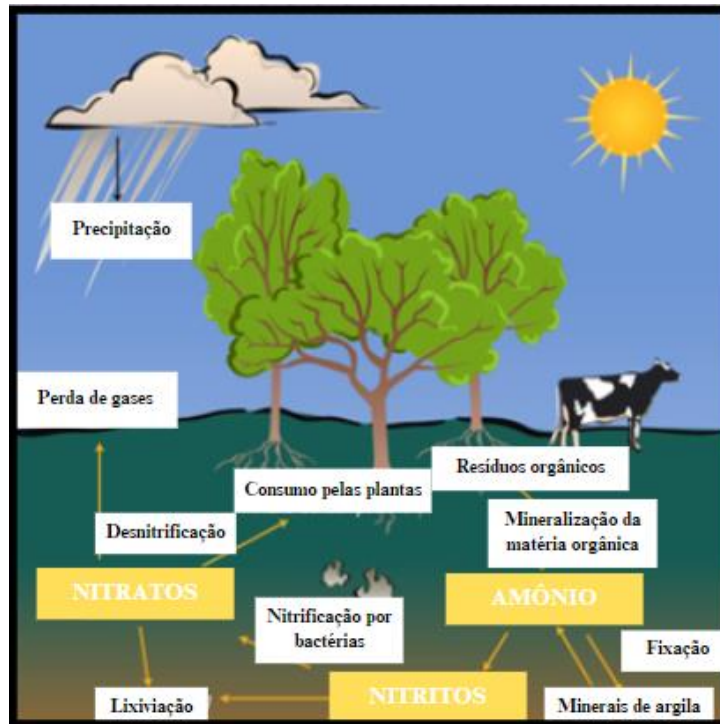


Figura 3. Ciclos biogeoquímico do azoto. **Fonte:** adaptado de UCAR (2007).

Os microrganismos são participantes ativos no ciclo do azoto, seja através da fixação de N_2 atmosférico e também pela sua conversão em amónia (NH_4) e nitratos (NO_3) em processo denominado nitrificação. As plantas absorvem o azoto disponível no solo para sua nutrição e com a adição de resíduos orgânicos no solo, há incremento de azoto presente na matéria orgânica, que pode ser mineralizado e tornar-se disponível novamente às plantas, ou haver desnitrificação e retornar azoto à atmosfera por volatilização (Bernhard, 2010; Gouveia, 2013).

2.3.2 Razão C/N

O fluxo de nutrientes no solo está relacionado principalmente com a qualidade da matéria orgânica depositada sobre a superfície do solo pela vegetação, particularmente com a proporção de C e N, e com a atividade biológica do solo associada aos processos de decomposição da matéria orgânica, os quais podem imobilizar ou mineralizar os nutrientes, afetando a razão do C com outros elementos (N, P e S) (Bröring, 2013; Park, 2015).

A principal fonte de matéria orgânica para os solos florestais são os resíduos orgânicos das espécies vegetais e a decomposição de raízes das plantas. Desta forma, as características da vegetação exercem influência sobre o sequestro de C e a razão C/N da matéria orgânica (Ostrowska & Porebska, 2015; Getino-Álvarez et al., 2023). Outros fatores como o clima e a qualidade do solo, como as propriedades físicas, químicas e também os horizontes do solo afetam a razão C/N e sua dinâmica (Watt & Palmer, 2012; Ostrowska & Porebska, 2015).

A razão C/N está dependente do tipo de ecossistema, sendo o ambiente florestal o que apresenta maiores valores para esta razão. Em ambientes florestais, a tendência é que as taxas de decomposição acompanhem a razão C/N. Isso pode ser justificado pelo facto de o acúmulo de matéria orgânica ser maior do que as perdas por decomposição, de forma a haver mais carbono orgânico no solo (Wojciech et al., 2019; Blanco et al., 2023).

A mineralização da matéria orgânica é tanto maior quanto menor for a razão C/N dos resíduos vegetais, influenciando a concentração de carbono no solo e os processos de humificação (Wang et al., 2015; Lu et al., 2023). Assim, o maior incremento de serapilheira nos ecossistemas florestais promove maior acúmulo de matéria orgânica, conseqüentemente, mais carbono armazenado no solo (Creamer et al., 2016).

2.3.3 Estoque de carbono no solo

Nos ecossistemas terrestres, o carbono distribui-se normalmente em quatro compartimentos: biomassa aérea, sistema radicular das plantas, horizonte orgânico e horizontes minerais do solo (Aceñolaza et al., 2007; Fonseca et al., 2019). O estoque de carbono orgânico total do solo atinge cerca de 1325-1500 Pg C até 1 metro, 2300 Pg C até 3 metros e 3000 Pg C no perfil do solo, evidenciando o potencial de acúmulo de carbono do solo. Entretanto, apesar dos *inputs* de C através da fotossíntese e deposição de biomassa, o carbono pode ser perdido através de processos naturais e antrópicos, seja pela degradação ambiental ou respiração do solo (Lorenz & Lal, 2018).

A fixação do carbono nos ambientes florestais é um serviço ecossistêmico com base na transformação do carbono atmosférico em carbono orgânico armazenado nos tecidos vegetais das plantas e no solo (Gibbs et al., 2007; Cano & Villanueva, 2013). Mudanças na estrutura florestal podem ocorrer, de maneira natural, a partir do desenvolvimento ou degradação de um ecossistema, ou até mesmo pela atividade humana, para os diferentes

tipos de uso do solo, interferindo no ciclo do carbono, ou seja, são modificações que alteram a dinâmica do sequestro e estoque de carbono em diferentes formações florestais (Romão, 2013).

A captura de carbono pode ser influenciada pelos diferentes níveis e grupos ecológicos e biológicos de uma floresta que contribuem com a adição de resíduos orgânicos no sistema, aumentando o carbono no solo (Scoriza et al., 2012; Sedjo & Sohngen, 2012). A nível de espécies florestais também há influência no estoque de carbono e azoto no solo (Fonseca & Figueiredo, 2018). Além da biodiversidade ser fator importante para um incremento no estoque de carbono, deve-se também levar em consideração outros componentes do solo, associados aos microrganismos, como concentração de azoto e pH do solo, que podem afetar negativamente o compartimento de carbono do sistema (Chen et al., 2018).

Diversos fatores abióticos também podem ter influência no estoque de carbono do solo. As propriedades físico-químicas do solo, o clima, incêndios, processos erosivos, posição do solo na paisagem, histórico de gestão do solo e práticas que são realizadas em agroecossistemas constituem importantes parâmetros para as alterações do carbono no solo (Lewandowski, 2000; Percival et al., 2000; Fonseca et al., 2019). Práticas de gestão dos ecossistemas florestais que realizem o mínimo de mobilização do solo possível e maior incremento de resíduos orgânicos contribuem para o armazenamento de carbono, reduzindo ou anulando sua perda, pois o efeito da mobilização do terreno faz com que o processo de decomposição seja acelerado (Fonseca et al., 2014).

O sequestro de carbono é direcionado por processos fundamentais que estão relacionados com o carbono no solo, a humificação dos resíduos orgânicos, propriedades de agregação do solo, e mineralização da matéria orgânica (Lal, 1997). A humificação é o processo de formação das substâncias húmicas, que são a maior reserva de carbono orgânico presente na matéria orgânica (IHSS, 2007). Este processo, associado à estabilidade dos agregados do solo, a qual protege fisicamente o carbono orgânico da mineralização (decomposição da matéria orgânica e perda de carbono), são contribuintes no sequestro e armazenamento de carbono (Petrokofski et al., 2012; Pereira, 2013; Mustafa et al., 2020).

A integração dos resíduos orgânicos das plantas em profundidade no solo permite desacelerar as perdas de carbono no reservatório do solo, promovendo uma maior assimilação do material decomposto de forma mais estável, assim, o carbono é agregado às partículas de argila e o tempo de permanência deste elemento no solo torna-se maior, sendo incorporado ao sistema, aumentando a produtividade e melhorando a qualidade do solo e do ambiente (Murphy et al., 2019; Cerqueira, 2021).

A manutenção da matéria orgânica é fundamental, pois esta, com qualidade em sua origem e quando em condições ideais age como reservatório de carbono orgânico no solo, retendo carbono. Aproximadamente 58% da matéria orgânica é constituída de carbono (Prybil, 2010). Assim, a forma de uso e gestão do solo interfere na quantidade de carbono armazenado, sendo interessante a aplicação de práticas conservacionistas que promovam maior incremento de matéria orgânica no solo, afinal, solos com maior presença de materiais orgânicos estão associados a maior presença de carbono e a melhor qualidade (Nóbrega, 2011; Primeri et al., 2017; Santos, 2022).

Dada a importância da manutenção e incremento de matéria orgânica no solo, ao melhorar a qualidade do recurso solo, este vai funcionar como reservatório e sumidouro de carbono, apoiando na mitigação das mudanças climáticas. Neste estudo, alternativas de aplicação de diferentes corretivos orgânicos serão avaliadas a curto prazo para apoiar o pressuposto e acordado no Acordo de Paris de 2015, com o intuito de aumentar as concentrações de carbono no solo e atingir os objetivos estabelecidos no acordo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Localização e caracterização da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido no âmbito do Projeto UP4REHAB – Unidade de Paisagem para o Restauro de Habitats de Algosos, com o intuito de promover o restauro de montados de sobre e a conservação do solo na região de Trás-os-Montes, como apoio à transição climática, buscando a resiliência dos territórios de montanhas.

Neste sentido, numa área florestal (34,1 ha) incluída na Rede Natura 2000, na ZEC (Zona Especial de Conservação) e ZPE (Zona de Proteção Especial) dos Rios Sabor e Maçãs e na Reserva de Biosfera Transfronteiriça da Meseta Ibérica, localizada na União de Freguesias de Algosos, Campo de Víboras e Uva, concelho de Vimioso, NE de Portugal, foi instalado um Campo Experimental Permanente (Figura 4). Este campo experimental, com exposição Sul, tem por objetivo avaliar os efeitos da aplicação de corretivos orgânicos na superfície do solo, na qualidade do solo e no armazenamento de carbono a curto, médio e longo prazo.

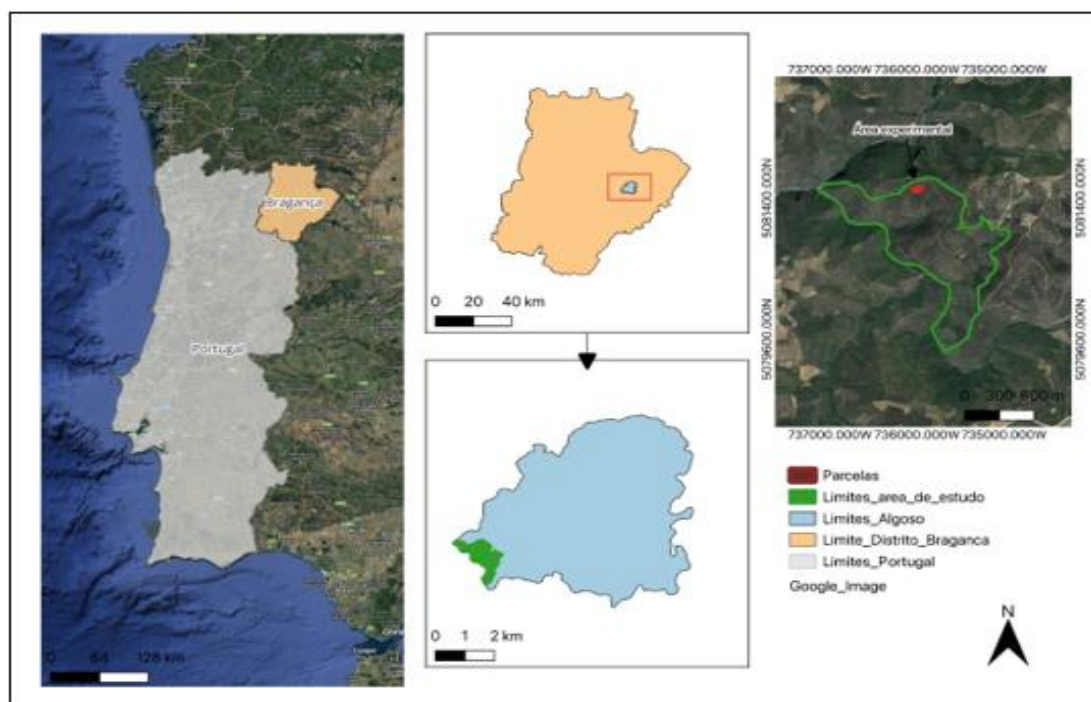


Figura 4. Localização geográfica da área de instalação do Campo Experimental Permanente em Algosó, concelho de Vimioso. **Fonte:** Fonseca (2024).

Trata-se de zonas de encosta com declives superiores a 25%, onde aproximadamente 68% da área foi sujeita à instalação de povoamentos de eucaliptos há cerca de 40 anos. Para o efeito o terreno foi armado em socalcos com cerca de 1,5 metros de largura dos patamares, os quais possuem 2,5 metros na área de intervenção do projeto. A pedregosidade do terreno é superior a 50% e a vegetação de sub-bosque dominante é composta por espécies herbáceas e arbustivas. O clima da área é caracterizado como mediterrânico, com verões quentes e secos e invernos frios e pouco chuvosos, sendo que 84% da área está classificada como Semiárida e 16% como Subhúmida Seca.

Segundo Agroconsultores e Coba (1991), os solos da região são Leptosolos dístricos órticos de xistos e rochas afins. Constitui solo delgado (menos de 50 cm de profundidade), muito material pedregoso (<20% de terra fina). Possui horizonte A franco, franco-limoso ou franco-arenoso, cascalhento e horizonte C com rocha desagregada ou contínua. São solos de alta erodibilidade (risco de erosão elevado a muito elevado), fertilidade mediana, más condições de enraizamento, sem ou com pequenas limitações de drenagem.

3.2 Instalação do campo experimental

No mês de outubro, em pleno outono, onde o clima caracteriza-se por temperaturas baixas e precipitações mais elevadas, foi instalado um Campo Experimental Permanente com sete tratamentos em patamares de terreno com alta declividade (> 30%) no dia 12 de outubro de 2023. Os tratamentos incluem a aplicação de três tipos de corretivos orgânicos na superfície do solo de parcelas com 500 m² de área (20 m × 25 m) (Figuras 4 e 5): (1) RV5 - aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de Resíduos Verdes (estilha de matos mediterrâneos); (2) RV10 - aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de Resíduos Verdes (estilha de matos mediterrâneos); (3) CE5 - aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de Composto Estabilizado (produzido no âmbito do presente projeto); (4) CE10 - aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de Composto Estabilizado (produzido no âmbito do presente projeto); (5) EB5 - aplicação de 5 Mg ha⁻¹ de Estrume de Burro; (6) EB10 - aplicação de 10 Mg ha⁻¹ de Estrume de Burro e, (7) C - Controlo (parcela sem intervenção). Os tratamentos foram aplicados em superfície, sem revolvimento ou incorporação nas camadas do solo.

A definição dos tratamentos teve em conta a natureza e quantidade de corretivos orgânicos localmente disponíveis. Os Resíduos Verdes (RV5 e RV10) tiveram origem na limpeza parcial da vegetação arbustiva da área de intervenção do projeto, como medida de prevenção do risco de incêndio. O Composto Estabilizado (CE5 e CE10), utilizou como materiais 50% de estilha de matos mediterrâneos e 50% de estrume de burro e, foi produzido no âmbito das atividades do projeto numa estação de compostagem de base local. O Estrume de Burro (EB5 e EB10) foi disponibilizado pela Associação para o Estudo e Proteção do Gado Asinino (AEPGA; Atenor, Miranda do Douro), parceira do projeto.

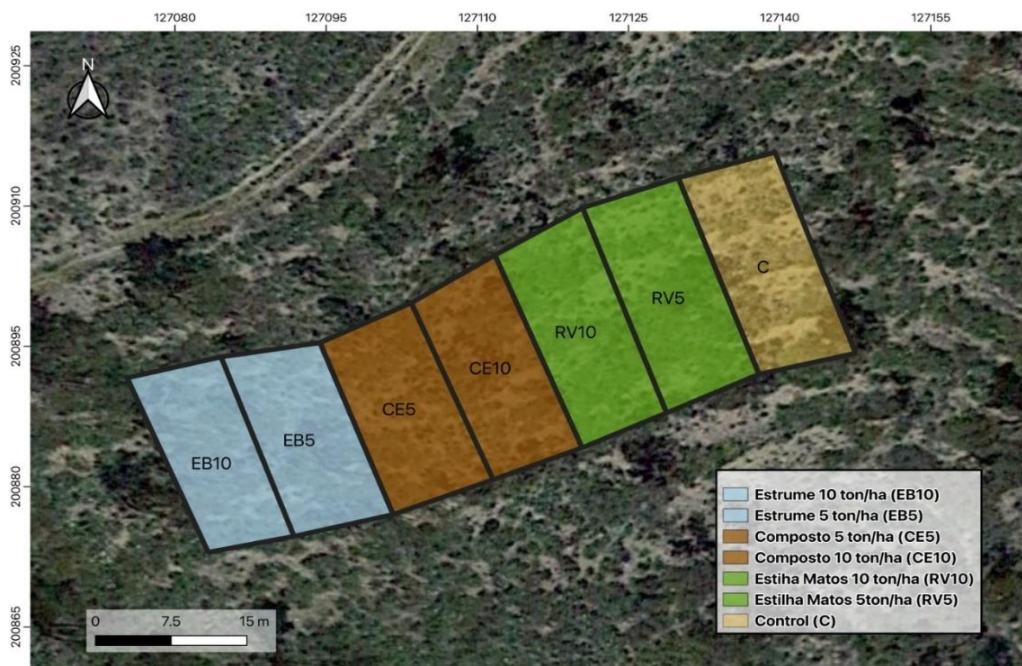


Figura 5. Parcelas dos tratamentos do Campo Experimental Permanente, Algosó, Vimioso. **Fonte:** Fonseca (2024)



Figura 6. Aplicação de corretivos orgânicos nas parcelas do Campo Experimental Permanente. **Fonte:** Fonseca (2024)

3.3 Amostragem e avaliações de campo

No dia 21 de dezembro de 2023 realizaram-se as primeiras avaliações de campo e coletas de amostras de solo (2 meses e 9 dias após aplicação dos corretivos). As avaliações de campo constaram de observações relacionadas com: (i) estado de decomposição dos corretivos orgânicos, presença de hifas de fungos nos resíduos orgânicos e, vestígios da atividade da mesofauna do solo (p.e. presença de dejetos, larvas, minhocas, entre outros); (ii) germinação de espécies herbáceas, nomeadamente leguminosas. Nas parcelas com aplicação de estrume (EB5 e EB10) observou-se uma intensa atividade biológica (larvas, minhocas, dejetos da mesofauna). Nas parcelas com aplicação de composto (CE5 e CE10) e resíduos verdes (RV5 e RV10) observaram-se, com relativa frequência, hifas de fungos (Figura 7A-D).



Figura 7. A) Hifas de fungos; B) Dejetos de mesofauna; C) Presença de minhocas; D) Germinação de trevos (leguminosas), nas parcelas do Campo Experimental Permanente. **Fonte:** Fonseca (2024).

Para a coleta de amostras de solo, foram definidos 2 transetos no sentido do maior declive, por tratamento, estabelecidos 3 pontos por transeto (6 pontos de colheita por tratamento) e coletadas amostras perturbadas nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm e não perturbadas na profundidade 0-5 cm (Figuras 8 e 9). Na coleta das amostras não perturbadas foi utilizado o método do cilindro (volume do cilindro 100 cm^3) e destinaram-se à avaliação de propriedades físicas do solo (densidade aparente, permeabilidade, porosidade, capacidade máxima para a água, capacidade de campo). As amostras de solo

perturbadas visaram essencialmente a avaliação de propriedades químicas do solo e da estabilidade da agregação.

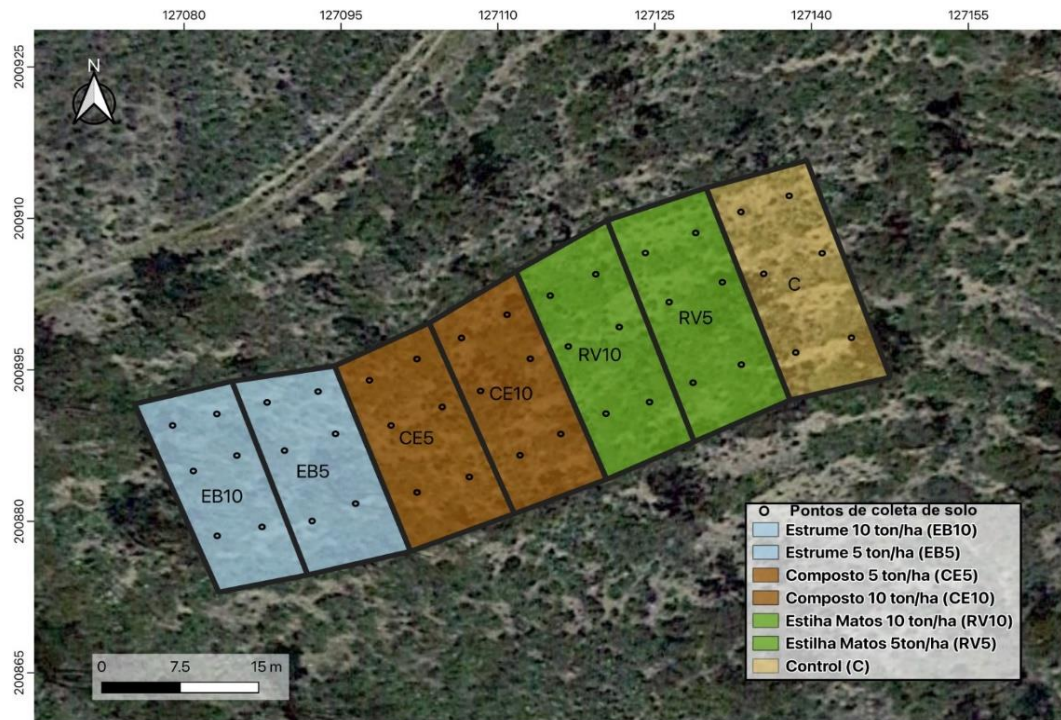


Figura 8. Localização dos pontos de amostragem nas parcelas do Campo Experimental Permanente. **Fonte:** Fonseca (2024).



Figura 9. Colheita de amostras de solo nas parcelas do Campo Experimental Permanente. **Fonte:** Fonseca (2024).

3.4 Análises e avaliações laboratoriais

As amostras coletadas em campo foram levadas para o Laboratório de Solos da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança, Portugal. As amostras perturbadas foram secas em estufa a 45°C por 48 horas (Figura 10). Após secagem, uma parte de cada amostra foi crivada manualmente em crivos de malha de 2 mm e 1 mm para determinação da estabilidade dos agregados do solo (partículas entre 2 mm e 1 mm). A parte restante das amostras foram crivadas em agitador de peneiros por 3 minutos (Figura 11) para separação dos elementos grosseiros (partículas > 2 mm) e da terra fina (partículas < 2 mm). Posteriormente, na fração terra fina foram determinadas propriedades químicas (carbono e azoto do solo) para os diferentes tratamentos e profundidades do solo.



Figura 10. Amostras secando em estufa a 45°C.



Figura 11. Pesagem e crivagem das amostras secas para separação dos elementos grosseiros.

3.4.1 Avaliação de propriedades físicas do solo

3.4.1.1 Teor de elementos grosseiros

Após o processo de separação das frações grosseiras (> 2 mm) e da terra fina (< 2 mm) em agitador de peneiros, os elementos grosseiros foram pesados e expressos em percentagem em relação ao peso total da amostra de solo.

3.4.1.2 Densidade aparente do solo

As amostras de solo não perturbadas, colhidas em cilindros de 100 cm³ de volume nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm, foram colocadas numa estufa durante 48 horas a 105°C. Após este período foram pesadas para determinar o peso da amostra seca. Na determinação da densidade aparente do solo (D_{ap}) utilizou-se a seguinte equação:

$$D_{ap} = \frac{\text{Peso da amostra de solo seco}}{\text{Volume do cilindro}}$$

3.4.1.3 Permeabilidade do solo

As amostras de solo não perturbadas, coletadas na profundidade 0-5 cm e mantidas nos anéis volumétricos metálicos de 100 cm³ (20 cm² × 5 cm), foram colocadas num permeâmetro de circuito fechado de carga constante (Figura 12), para determinação da permeabilidade do solo. O equipamento tem capacidade para receber 24 amostras de cada vez, ficando cada amostra ligada a uma bureta de 40 ml, de maneira a medir o volume de água que passa através da amostra por unidade de tempo.

Antes de colocar as amostras no permeâmetro foi necessário executar a limpeza da parte externa dos anéis para eliminar possíveis resíduos. Adicionou-se gaze hidrófila na extremidade não biselada do anel, seguida do filtro. Os anéis foram acoplados, com a parte do filtro voltada para baixo, no suporte do equipamento. Assim, durante a medição, o fluxo de água simula o que ocorre no solo de forma natural. Por fim, travaram-se os grampos e apertou-se o batente de nylon contra a tampa do filtro. Os suportes contendo os anéis foram encaixados no permeâmetro e as amostras saturadas por 48 horas. As medições foram realizadas durante quatro dias consecutivos, avaliando o volume de água acumulado em cada bureta de 40 ml, por um período máximo de 30 minutos.

No final das medições, as amostras foram retiradas do permeâmetro deixadas em repouso, sendo posteriormente efetuadas três pesagens: após 1h, após 24h e após terem sido levadas à estufa a 105°C por 48h para obtenção do peso seco.



Figura 12. Utilização do permeâmetro para avaliação de parâmetros físicos do solo.

No cálculo da permeabilidade (K) utilizou-se a equação da Lei de Darcy:

$$K = \frac{V * L}{A * t * dH}$$

Onde:

K = coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica (cm/h)

V = volume de água que flui através da amostra (ml = cm³)

L = Comprimento da amostra do solo (cm)

A = superfície da seção transversal da amostra (cm²)

t = tempo estabelecido para medição do volume (h)

dH = diferença de nível da água dentro e fora do cilindro da amostra (cm)

O cálculo da permeabilidade inicial (Ki) foi realizado com os resultados obtidos no primeiro dia de medições, após a saturação da amostra, e a permeabilidade final (Kf) foi obtida a partir da média das outras três medições.

Com base nos valores de K foi possível proceder à classificação da permeabilidade dos solos (Tabela 1).

Tabela 1. Classificação da permeabilidade dos solos (SCS/USDA)

Classificação da permeabilidade (designação)	Valor (cm/h)
Muito rápida	>25,40
Rápida	12,70 – 25,40
Moderadamente rápida	6,35 – 12,70
Moderada	2,00 – 6,35
Moderadamente lenta	0,50 – 2,00
Lenta	0,13 – 0,50
Muito lenta	<0,13

3.4.1.4 Porosidade total

A porosidade total (P) foi calculada a partir da razão entre a diferença do peso das amostras após 1 h de drenagem (Msolo saturado) e após secagem a 105°C (Msolo seco) e o volume do cilindro (correspondente ao volume da amostra):

$$P (\%) = 100 * \frac{Msolo\ saturado - Msolo\ seco}{Vcilindro}$$

3.4.1.5 Capacidade de campo e capacidade máxima para a água

A capacidade de campo (CC) foi calculada a partir da razão entre a diferença do peso das amostras após 24 h de drenagem (Msolo húmido) e após secagem a 105°C (Msolo seco) e a massa de solo seco (Msolo seco):

$$CC (\%) = 100 * \frac{Msolo\ húmido - Msolo\ seco}{Msolo\ seco}$$

A capacidade de saturação (CMA) foi calculada a partir da razão entre a diferença do peso das amostras após 1 h de drenagem (Msolo saturado) e após secagem a 105°C (Msolo seco) e a massa de solo seco (Msolo seco):

$$CMA (\%) = 100 * \frac{Msolo\ saturado - Msolo\ seco}{Msolo\ seco}$$

3.4.1.6 Microporosidade e Macroporosidade

A microporosidade (MicroP) foi obtida a partir do produto entre a capacidade de campo (CC) e a densidade aparente (Dap):

$$MicroP (\%) = CC(\%) \times Dap$$

Já a macroporosidade (MacroP) foi determinada pela diferença entre a porosidade total (P) e a microporosidade (MicroP):

$$MacroP (\%) = P(\%) - MicroP(\%)$$

3.4.1.7 Determinação da estabilidade dos agregados do solo

Foi utilizado um equipamento denominado “estabilizador de agregados” (Figura 13), o qual possui pequenos crivos onde é colocada a amostra de solo e potes metálicos na base do equipamento onde é colocado água destilada e, posteriormente, uma solução de hexametáfosfato de sódio. A amostra entra em contato com os líquidos através de movimentos de subida e descida da plataforma do equipamento para a simulação das forças mecânicas e físico-químicas que ocorrem nos solos, possibilitando a dispersão dos agregados instáveis (imersão na água destilada) e estáveis (imersão na solução de hexametáfosfato de sódio) do solo, desagregando-os.



Figura 13. Estabilizador de agregados.

De acordo com a metodologia adaptada de Six et al., (2002), foram utilizadas duas classes de tamanho de agregados: classe 0,4 mm e classe 0,25 mm. A classe 0,25 mm estabelece o limite dos macroagregados do solo, valores inferiores já constituem microagregados. Assim, com base nas classes estabelecidas foram utilizados no aparelho crivos de malha 0,4 mm e 0,25 mm. Os ensaios para cada classe de agregados foram realizados separadamente com as amostras originais do solo, realizando-se 4 repetições para a classe 0,4 mm (crivo de 0,4 mm) e 4 repetições para a classe 0,25 mm (crivo de

0,25 mm), por amostra.

A estabilidade dos agregados foi avaliada nas profundidades 0-5 e 5-10 cm. As amostras de cada camada de solo foram misturadas duas a duas, perfazendo um total de 3 amostras por camada de cada tratamento, num total de 42 amostras. Pesou-se 4g de amostra de solo por repetição de cada classe de agregados, que foram colocadas nos crivos correspondentes (crivo de malha 0,4 mm ou crivo de malha de 0,25 mm). Para a primeira etapa do processo, adicionou-se 100 ml de água destilada em cada pote metálico do equipamento, baixou-se a plataforma onde estão os crivos e ligou-se o equipamento que agitou por 3 minutos consecutivos. Em sequência, elevou-se a plataforma e transferiu-se o conteúdo dos potes metálicos para recipientes plásticos com auxílio de esguicho com água destilada. Na segunda etapa, adicionou-se 100 ml de solução de hexametáfosfato de sódio (solução dispersante) nos potes metálicos, repetindo o mesmo procedimento da primeira etapa, porém com um tempo de 12 minutos consecutivos. Os recipientes plásticos contendo as partículas de solo foram levados para a estufa a 105°C por 48 horas (Figura 14). Após este período, foi determinado o peso final seco de cada amostra.



Figura 14. Amostras húmidas colocadas em estufa a 105°C.

Com os valores das amostras secas, calculou-se a estabilidade dos agregados do solo (EA) por meio da seguinte fórmula:

$$EA (\%) = \frac{Pfs}{PH2O + Pfs} * 100$$

Onde:

Pfs = peso final seco da amostra (g) após a etapa de dissolução química com a solução com hexametáfosfato de sódio, conhecida como fase estável dos agregados.

Pf_{H₂O} = peso final seco da amostra (g) após a primeira etapa utilizando água destilada para dissolução, conhecida como fase instável dos agregados.

3.4.2 Determinação de propriedades químicas do solo

As amostras de terra fina foram colocadas em saquinhos e enviadas ao Laboratório de Solo da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro (UTAD) para determinação da concentração de carbono orgânico (COS) e azoto total nas três camadas de solo (0-5, 5-10 e 10-20 cm) em todos os tratamentos. No tratamento controlo (C), para além destas análises foram avaliadas outras propriedades químicas do solo de modo a caracterizar o solo na situação original, que vai servir de referência no decorrer do ensaio (Tabela 2). Os dados obtidos neste trabalho para os tratamentos com aplicação de corretivos orgânicos correspondem a um prazo muito curto dos seus efeitos no solo, sendo que o ensaio vai ser monitorado durante, pelo menos, quatro ou cinco anos.

O COS e o Ntotal foram determinados a partir de combustão a 1000°C com analisador elementar, descrito por Neves (2015). O S (enxofre) foi determinado por ICP-OES (espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado) com extração em Ca(H₂PO₄)₂. A CTCp (Capacidade de Troca Catiónica Potencial) foi determinada através de analisador de fluxo segmentado. Para as bases de troca, foi utilizado o acetato de amónio a pH 7,0 e determinadas por ICP-OES. O alumínio de troca foi determinado por titulação em solução de KCl 2M. P-Olsen foi extraído com Na(HCO₃) 0,5M a pH 7,0 e determinado em analisador de fluxo segmentado. P e K extratáveis foram determinados pelo Método Egner-Riehm, conforme Balbino (1968), sendo extraídos com lactato e acetato de amónio a pH 3,8 e determinados por analisador segmentado (P) e absorção atómica (K). O conteúdo de matéria orgânica (MO) foi calculado através da fórmula, de acordo com o teor de 58% de carbono na MO (fator 1,724), proposto por Prybil (2010):

$$MO = Corg * 1,724$$

Tabela 2. Caracterização química do solo original

Prof.	pH		P ₂ O ₅	K ₂ O		P-Olsen	S		
Cm	H ₂ O	KCl	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		
0-5	5,5	4,7	10,3	140,6		6,3	7,7		
5-10	5,2	4,4	4,4	125,5		4,4	6,3		
10-20	5,1	4,3	3,3	104,6		3,3	5,6		
Prof.	Ca ²⁺	Mg ²⁺	K ⁺	Na ⁺	Al ³⁺	CTCe	CTCp	MO	Ntotal
Cm	cmol _c kg ⁻¹							%	g kg ⁻¹
0-5	3,8	1,5	0,3	0,1	0,4	6,0	15,6	3,8	1,3
5-10	2,2	1,1	0,3	0,1	0,5	4,1	16,4	2,2	0,8
10-20	1,9	1,0	0,2	0,1	0,5	3,8	13,4	1,6	0,8

3.4.3 Carbono no solo

A quantidade de carbono orgânico armazenada nas camadas minerais do solo (Mg C ha⁻¹) foi calculada através da multiplicação da concentração de carbono, pela densidade aparente e espessura da camada de solo com a realização de uma correção para o teor de elementos grosseiros, utilizando a seguinte equação (Percival et al., 2000; Fonseca et al., 2019):

$$COS = z * CC \left(DAp - \frac{2,65EG}{100} \right)$$

CC: concentração de carbono da camada de solo mineral (g kg⁻¹ ou kg t⁻¹)

DAp: densidade aparente da camada de solo mineral (g cm⁻³ ou t m⁻³)

z: espessura da camada de solo mineral (m)

EG: fator de correção para o conteúdo de elementos grosseiros (v v⁻¹)

3.5 Análises estatísticas

Os dados passaram por tratamento com a eliminação de *outliers* a partir da interpretação dos gráficos boxplot criados com auxílio do software Jamovi, teste de normalidade Shapiro-Wilk e teste de Levene para verificar a homocedasticidade dos dados, para assim verificar o melhor teste estatístico para as variáveis. Quando a distribuição foi normal realizou-se ANOVA a 5% de significância utilizando fator múltiplo com repetição para evidenciar a significância entre os tratamentos comparados separadamente por cada profundidade. Quando não apresentou normalidade realizou-se Kruskal Wallis a 5% de significância. Ao atingir o nível de 5% de significância realizou-se teste Tukey para comparação das médias. O tratamento estatístico e a criação dos gráficos para demonstração dos resultados foram realizadas com o auxílio dos softwares Jamovi, StaticGraphics e Excel.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Propriedades físicas do solo

4.1.1 Elementos grosseiros

Na região de Trás-os-Montes, é muito comum os solos caracterizarem-se por apresentar elevada pedregosidade, marco pedológico e geomorfológico, sustentado pela evidência de solos incipientes na região, o que evidencia as fases iniciais de alteração das rochas (Figueiredo, 2012). Assim, cerca de 50% do território regional corresponde a solos pedregosos, principalmente por se tratar de regiões montanhosas e mais onduladas (Figueiredo & Fonseca, 2009).

Os elementos grosseiros caracterizam-se por serem formados por partículas de tamanho superior a 2mm. As médias de percentagem dos elementos grosseiros em amostras perturbadas de solo não diferiram estatisticamente de forma significativa entre os tratamentos na profundidade 0-5 cm ($p > 0,05$), porém, apresentaram diferenças estatísticas entre tratamentos nas profundidades 5-10 cm e 10-20 cm ($p < 0,05$) (Figura 15). De uma maneira geral, todos os tratamentos apresentaram médias de elementos grosseiros superiores a 50%, em todas as profundidades, constatando a caracterização dos Leptosolos para a região, solos rasos e com alto teor de elementos grosseiros (Pires et al., 2016).

Na profundidade 0-5 cm, apesar de não apresentarem diferenças estatísticas, o solo original (SO) e os tratamentos RV5, RV10 e CE10 apresentaram os maiores teores de elementos grosseiros, 59%, 60%, 61% e 61%, respetivamente. Além do curto prazo para ação dos corretivos orgânicos, essa característica pode ser intrínseca do solo do estudo, estabelecendo uma possível heterogeneidade entre as parcelas.

Na profundidade 5-10 cm, a tendência se repete para os tratamentos RV5, RV10 e CE10, os quais apresentaram os maiores teores de elementos grosseiros, 61%, 61% e 59%, respetivamente. Entretanto, apenas os tratamentos EB5 e EB10 apresentaram diferenças estatísticas em comparação aos demais, mostrando os menores teores de elementos grosseiros. Neste caso, apesar de ter havido aumento dos teores de elementos grosseiros de forma sutil no tratamento CE5, os tratamentos EB5 e EB10 continuaram sendo os que apresentaram menores teores, mantendo a tendência da profundidade 0-5

cm. O mesmo pode ser observado para a profundidade 10-20 cm, evidenciando também o aumento ou redução dos elementos grosseiros com o aumento da profundidade do solo.

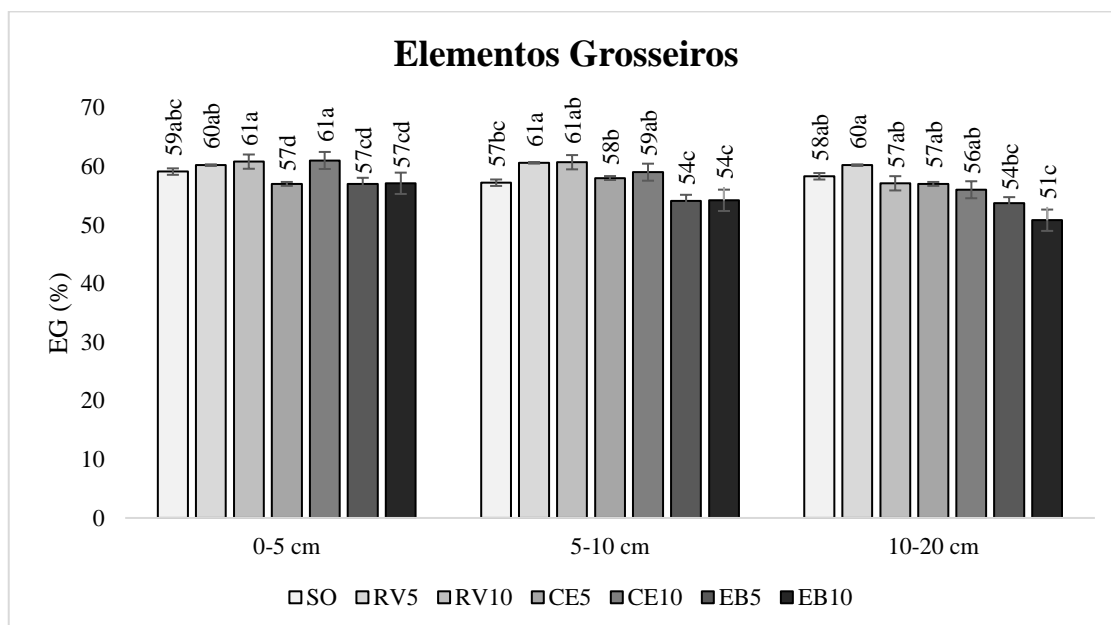


Figura 15. Elementos grosseiros do solo (EG) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 126$).

Pires et al. (2016) refere que em situações de degradação ambiental pode haver aumento dos elementos grosseiros nas camadas superficiais do solo, o que pode ser explicado pela remoção dos elementos finos a partir da erosão hídrica. A área de ensaio está localizada em solos bastante degradados, atualmente em processo de recuperação e restauro, isto pode justificar este cenário de maiores teores de elementos grosseiros em algumas parcelas na camada superficial.

Em contrapartida, a pedregosidade pode ser fator importante na redução da suscetibilidade do solo à erosão, pois os elementos grosseiros suavizam o impacto das gotas da chuva sobre o solo, reduzindo a velocidade de escoamento e a perda de solo por erosão hídrica (Figueiredo, 2012a). Isto, associado à aplicação dos corretivos orgânicos, formando assim uma cobertura sobre a superfície, ou seja, não deixando o solo exposto, pode ser fundamental a recuperação ambiental e redução da perda de solo da área, reduzindo impactos negativos sobre o ambiente.

4.1.2 Densidade aparente

A densidade aparente (Dap) é a razão entre a massa de solo seco e o volume total de uma amostra de solo, ou seja, considerando os espaços porosos presentes no solo (Santos et al., 2012). A profundidade 0-5 cm foi a única que apresentou diferenças estatísticas significativas entre tratamentos ($p < 0,05$), o que não ocorreu nas profundidades 5-10 cm e 10-20 cm (Figura 16). Na profundidade 0-5 cm o tratamento EB5 ($1,41 \text{ g cm}^{-3}$) foi o que apresentou a maior Dap em comparação aos demais tratamentos, apresentando o solo original uma Dap de $1,12 \text{ g cm}^{-3}$. Mesmo sem haver diferenças estatísticas, na profundidade 5-10 cm o tratamento EB5 também se destacou dos demais, alcançando $1,46 \text{ g cm}^{-3}$, sendo o tratamento onde o solo estava mais compacto. Na profundidade 10-20 cm, apesar de também não haver diferenças significativas, o tratamento EB5 continuou a ser um dos de maior Dap, porém o maior valor foi encontrado no solo original ($1,45 \text{ g cm}^{-3}$), evidenciando uma tendência de aumento da densidade em profundidade para o solo que não teve intervenção.

A ausência de diferenças estatísticas entre os tratamentos pode ser resultado de quatro possíveis fatores: i) ainda não houve tempo suficiente para a matéria orgânica e seu processamento atuarem na densidade aparente do solo; ii) por não ter ocorrido o revolvimento do solo, os corretivos orgânicos foram aplicados na superfície do solo; iii) por características intrínsecas do solo do estudo; e iv) a variabilidade espacial da área de estudo por causa dos socalcos.

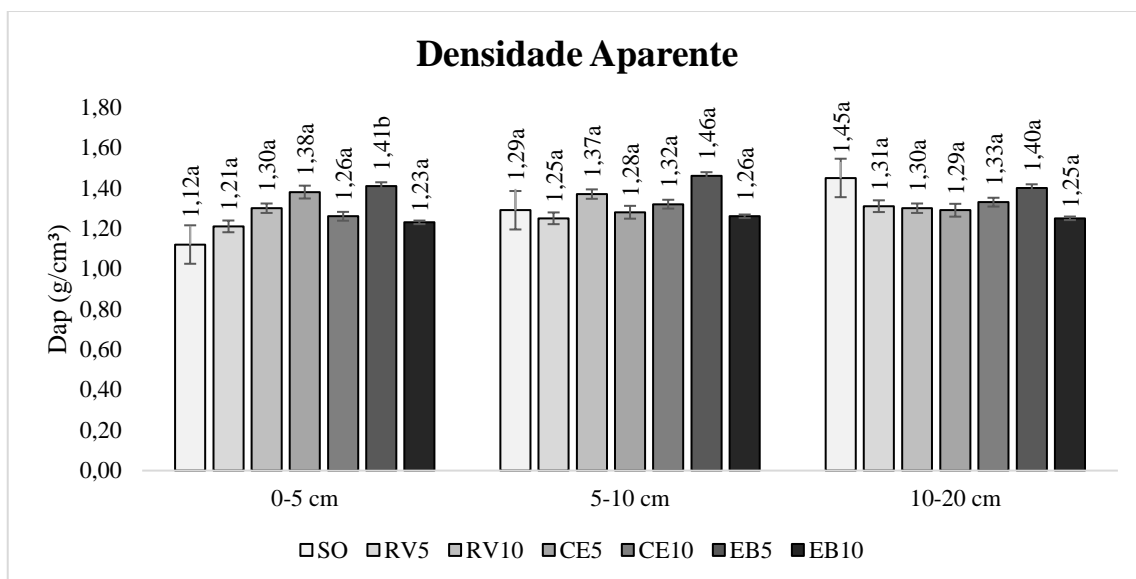


Figura 16. Densidade aparente do solo (Dap) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 126$).

A adição de matéria orgânica melhora a estrutura e reduz a densidade do solo, uma vez que reduz a compactação e auxilia na resistência do solo à deformação, além de aumentar a quantidade de microporos e macroporos no solo (Kumar et al., 2020). De acordo com Wang et al (2012) e Chaudhari et al (2013), há uma forte correlação negativa entre a concentração de matéria orgânica e a densidade aparente do solo, ou seja, quando há incremento de matéria orgânica no solo, a densidade diminui. Nos tratamentos com EB e CE, para a profundidade 0-5 cm, observa-se que valores mais baixos de densidade são encontrados quando se aumenta a dose destes corretivos orgânicos para 10 Mg ha⁻¹, em comparação com os tratamentos com concentração 5 Mg ha⁻¹. Observa-se neste trabalho que os tratamentos CE10 e EB10 apresentam densidades aparentes mais baixas que os tratamentos congêneres, mas com menor dose (CE5 e EB5).

Pode-se notar também que a densidade aparente do solo aumenta com a profundidade no solo original, o que em geral acontece nos solos não intervencionados, como demonstra Hasse (2023). Entretanto, nos tratamentos onde foram aplicados corretivos orgânicos esta tendência não aconteceu ou foi sútil.

4.1.3 Permeabilidade do solo

A permeabilidade do solo (K) refere-se à velocidade com que a água se movimenta através do solo, estando relacionada com as taxas de infiltração e drenagem no interior do solo. Estes dois parâmetros desempenham papel fundamental no escoamento superficial apresentado pelo solo, e consequentes processos erosivos do solo (Figueiredo, 2011).

Os valores de K foram classificados como muito rápido ($> 25 \text{ cm h}^{-1}$) para todos os tratamentos com corretivos orgânicos e a parcela controlo, os quais apresentaram valores muito elevados. A permeabilidade inicial (Ki) e a permeabilidade final (Kf) não apresentaram diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$) para nenhum dos corretivos orgânicos aplicados, mostrando os tratamentos RV5, RV10 e EB10 valores ligeiramente superiores ao SO (controlo) (Figura 17 e 18).

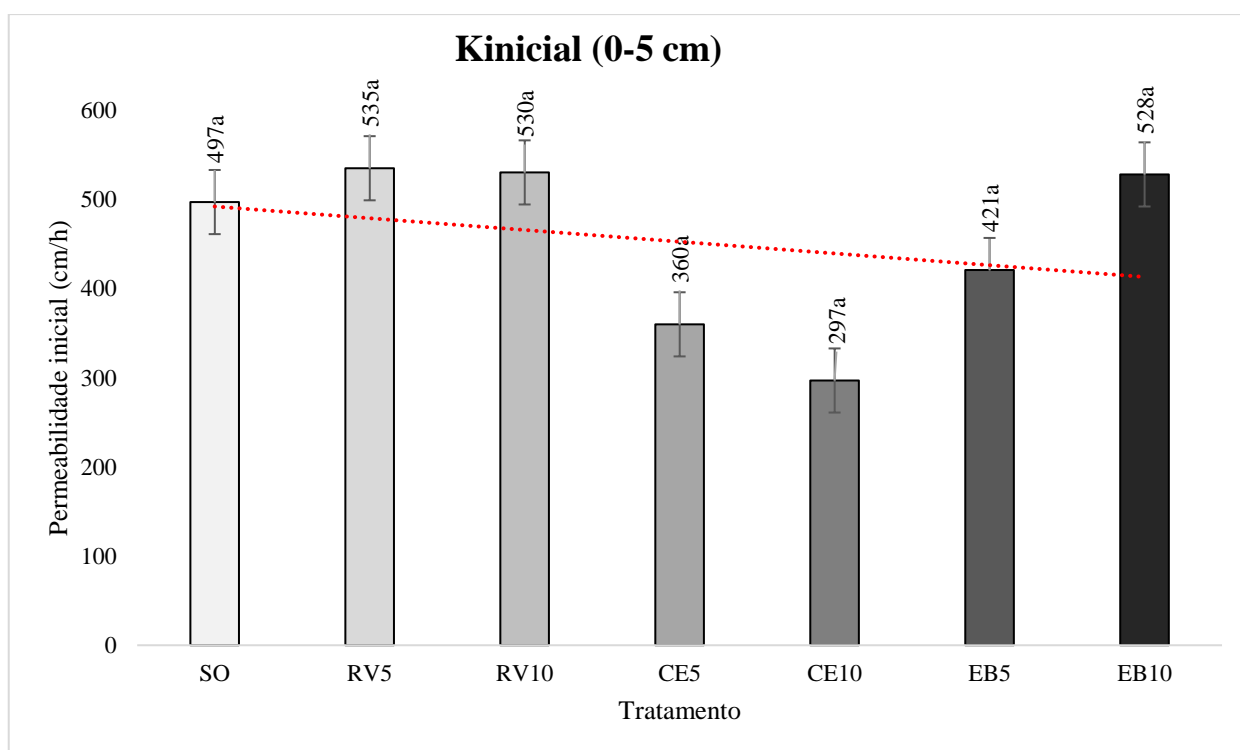


Figura 17. Permeabilidade inicial (Ki) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (controlo), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha^{-1}), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha^{-1}), EB (estruume de burro, 5 e 10 Mg ha^{-1}). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 42$).

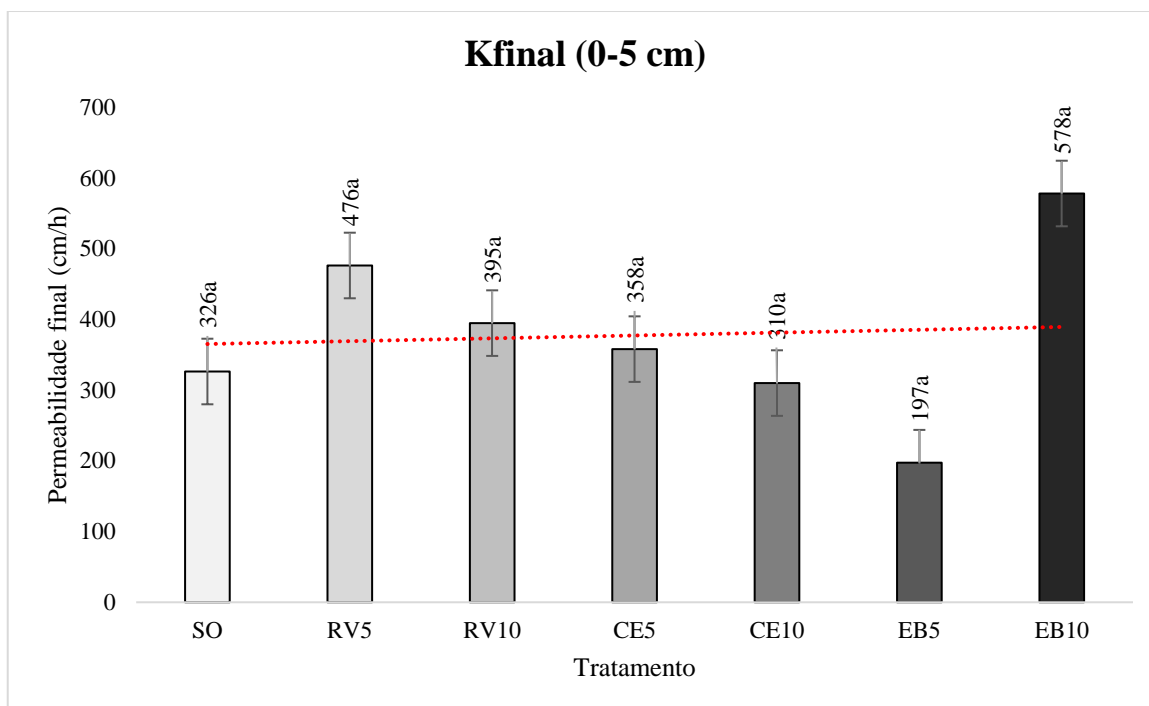


Figura 18. Permeabilidade final (Kf) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos (p < 0,05) (n = 42).

Apesar da matéria orgânica ser fator de influência na permeabilidade do solo, auxiliando na infiltração e retenção de água, principalmente na camada superficial do solo (Arthur et al., 2013; Murphy, 2015; Andavan & Varun, 2017), os resultados obtidos que com apenas 2,3 meses após aplicação dos corretivos orgânicos, não é tempo suficiente para atestar diferenças significativas na permeabilidade do solo em relação ao solo original.

Por se tratar de uma zona com teores muito elevados de elementos grosseiros (> 50%), são justificáveis as altas taxas de infiltração apresentadas em todos os tratamentos e no solo original, visto que o material estrutural do solo exerce forte influência na sua permeabilidade, a exemplo de solos mais pedregosos e arenosos possuírem maior permeabilidade em relação a outros tipos de solos (Vinciguerra, 2024).

4.1.4 Porosidade do solo

A porosidade diz respeito ao volume de solo ocupado por espaços, água e/ou ar, sem preenchimento por materiais sólidos. É um atributo físico que depende de diversos

fatores para sua caracterização, como: densidade aparente do solo, tamanho das partículas de solo e sua distribuição, a forma dos agregados e cimentação. Por consequência, a porosidade afeta a taxa de infiltração de água e outros fluídos no solo, transporte de químicos e suas reações e o enraizamento das plantas (Nimmo, 2013; Almeida et al., 2017).

A porosidade total apresentou diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$), onde os tratamentos EB5 e CE10 diferenciaram-se com os valores significativamente mais elevados atingindo 48% e 47%, respectivamente (Figura 19), evidenciando aumentos de 7 e 6% quando comparados ao solo original. Já o tratamento RV10 apresentou o valor mais baixo de porosidade, 38%.

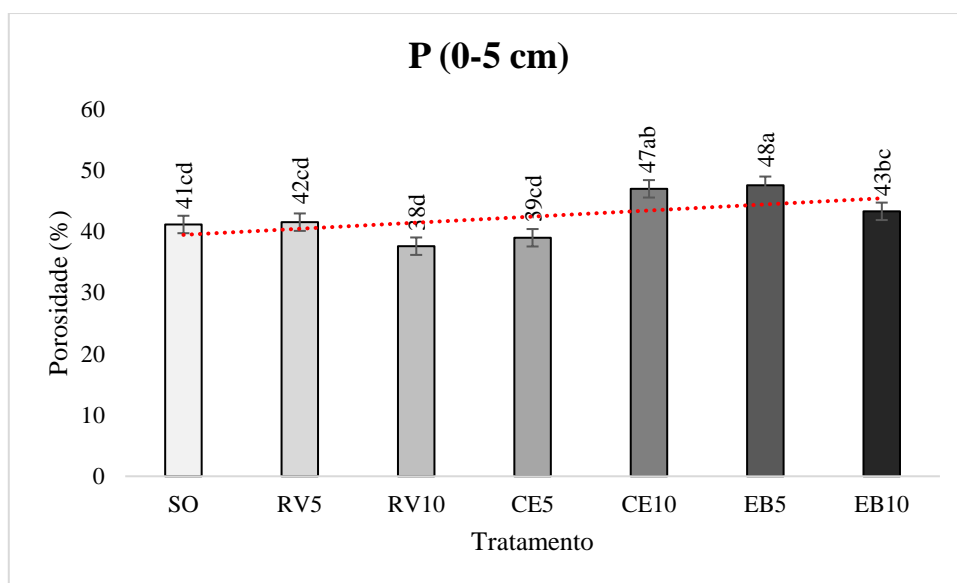


Figura 19. Porosidade total do solo (P) na profundidade 0-5 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 42$).

Comumente, o cenário ideal para o desenvolvimento de plantas seria o volume de pelo menos 50% do solo ocupado por espaço poroso (Carvalho et al., 2020). Os tratamentos EB5 e CE10 apresentaram grande potencial de atingir este limite ideal de porosidade do solo para o desenvolvimento de plantas, num menor espaço de tempo.

O teor de matéria orgânica pode apresentar vários estágios de decomposição sendo associados à fração mineral do solo em diferentes graus. Desta forma, o conteúdo de matéria orgânica e a influência da fauna do solo nestes resíduos orgânicos pode afetar

positivamente o aumento da porosidade no solo, aumentando a aeração e a permeabilidade (Kay, 1997). Apesar do curto tempo para a ação dos corretivos orgânicos sobre as propriedades físicas do solo, isto pode justificar a maior quantidade de poros nos tratamentos EB5 e CE10 em comparação ao solo original e também o valor do tratamento RV10 ter sido o mais baixo, por apresentar maior concentração de material vegetal para ser decomposto em tão curto espaço de tempo.

Em solos com boa quantidade de matéria orgânica, a porosidade é comumente maior que em solos sem cobertura de resíduos orgânicos. A formação de agregados a partir da deposição dos corretivos orgânicos e sua decomposição favorece a formação de macro e microporos no solo, o que contribui para a melhor formação do sistema radicular das plantas, a aeração e controle térmico do solo e a permeabilidade para infiltração de água e nutrientes (Braidá et al., 2011).

A microporosidade do solo apresentou diferenças estatísticas significativas ($p < 0,05$), onde mais uma vez os tratamentos EB5 e CE10 apresentaram os maiores valores de MicroP (%) entre alguns tratamentos (Figura 20), ambos os tratamentos com percentagens iguais (39%). Os menores valores médios de microporosidade foram encontrados nos tratamentos RV10 (29%), CE5 (30%) e no solo original (33%). A tendência desta variável foi a mesma da porosidade total, onde os tratamentos EB5 e CE10, demonstraram um aumento de 6% da MicroP, comparativamente ao solo original. Em oposição, o tratamento RV10 apresentou o menor valor, possivelmente por tratar-se de uma maior quantidade de material vegetal não processado, relacionado com a quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos, retardando os processos de atuação da fauna do solo.

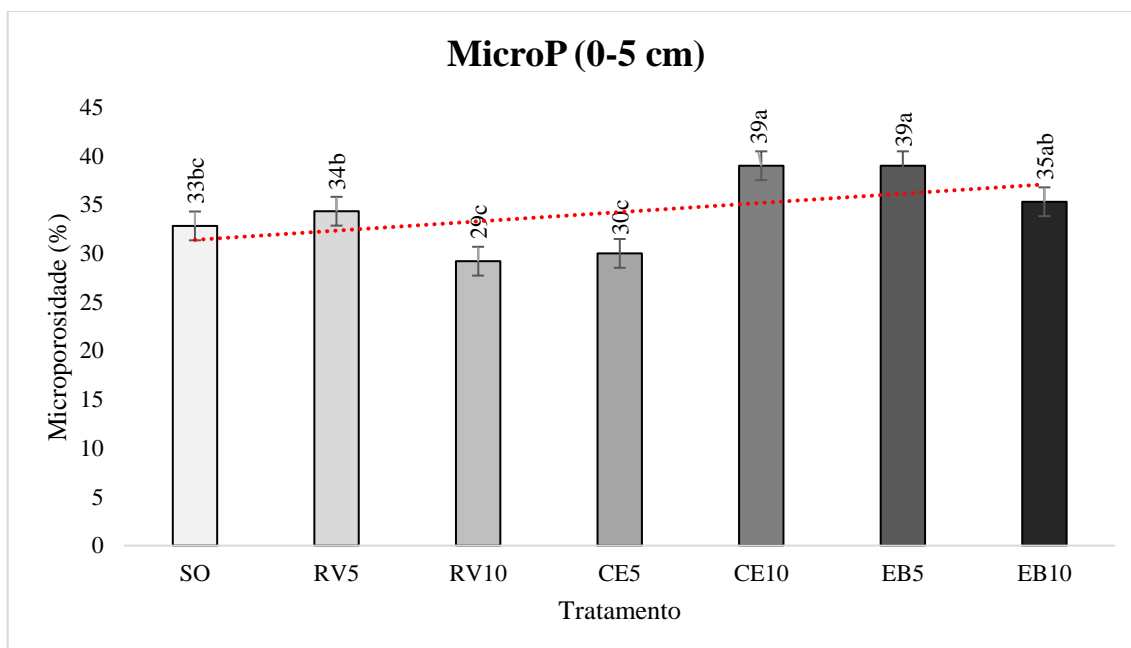


Figura 20. Microporosidade do solo (MicroP) na profundidade 0-5 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 42$).

Os microporos do solo são fundamentais para o armazenamento de água, por capilaridade, e são encontrados dentro dos microagregados do solo (Bertol et al., 2019). A introdução de matéria orgânica no sistema promove a formação de mais agregados do solo, o que contribui para o aumento da microporosidade do solo e a sua funcionalidade (Yudina et al, 2022). Devido a isto, é possível que os tratamentos com aplicação de corretivos orgânicos possuem maiores teores de microporos, como o caso dos tratamentos EB5 e CE10.

De maneira diferente da microporosidade do solo, a macroporosidade não apresentou diferença estatísticas significativas entre os tratamentos ($p > 0,05$). Entretanto, o maior valor médio foi observado no tratamento EB5, atingindo 9% de macroporos no solo (Figura 21). Os macroporos facilitam a movimentação de água no perfil do solo quando este está saturado (Carter & Gregorich, 2006). Como todos os tratamentos apresentaram valores médios similares de macroporosidade, isto pode justificar a alta permeabilidade em todos os tratamentos, que é afetada diretamente pela porosidade do solo, principalmente a macroporosidade, e pelo empacotamento das partículas de solo.

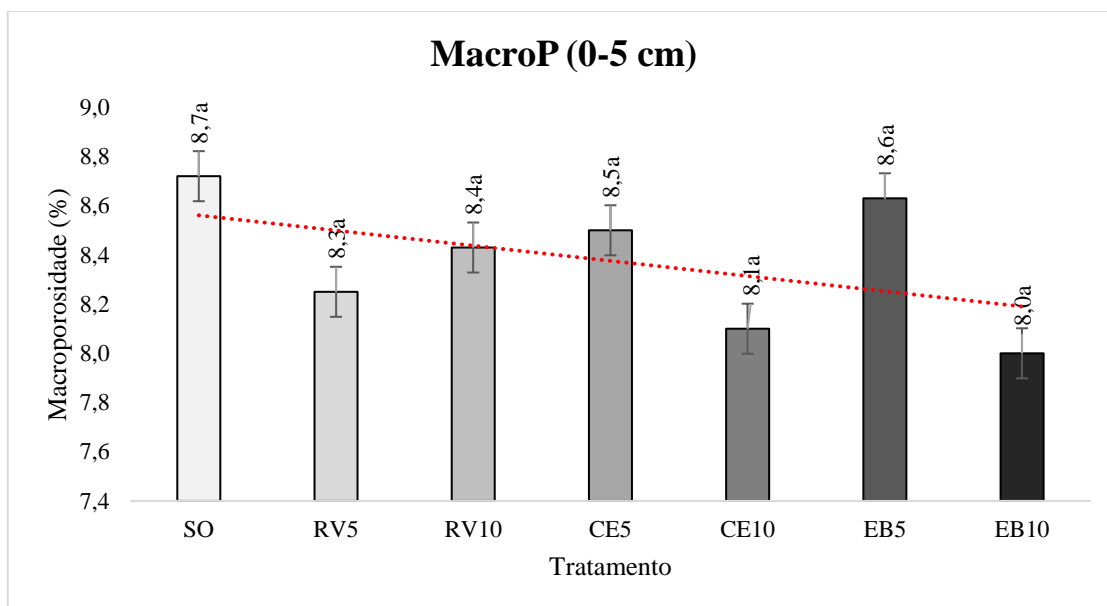


Figura 21. Macroporosidade do solo (MacroP) na profundidade 0-5 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 42$).

4.1.5 Capacidade de campo e capacidade de saturação

A capacidade de campo e a capacidade de saturação não mostram diferenças significativas entre tratamentos ($p > 0,05$), porém os valores são mais elevados nos tratamentos RV5, CE10, EB5 e EB10 para ambas as variáveis, comparativamente ao controlo (SO) (Figura 22 e 23). Segundo Minasny & McBratney (2018), apesar de importante, o incremento tem pouco efeito sobre a retenção de água no solo. Todavia, um aumento de 1% no teor de carbono orgânico no solo através da matéria orgânica pode aumentar a capacidade de saturação no solo, em cerca de 1,16% em volume.

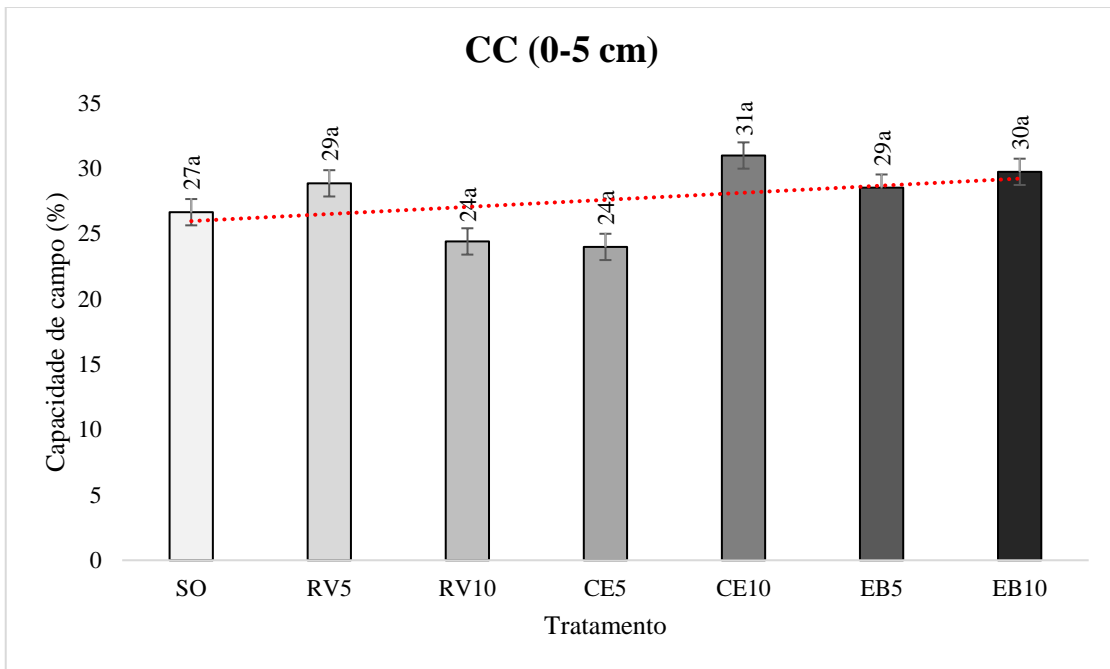


Figura 22. Capacidade de campo (CC) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 42$).

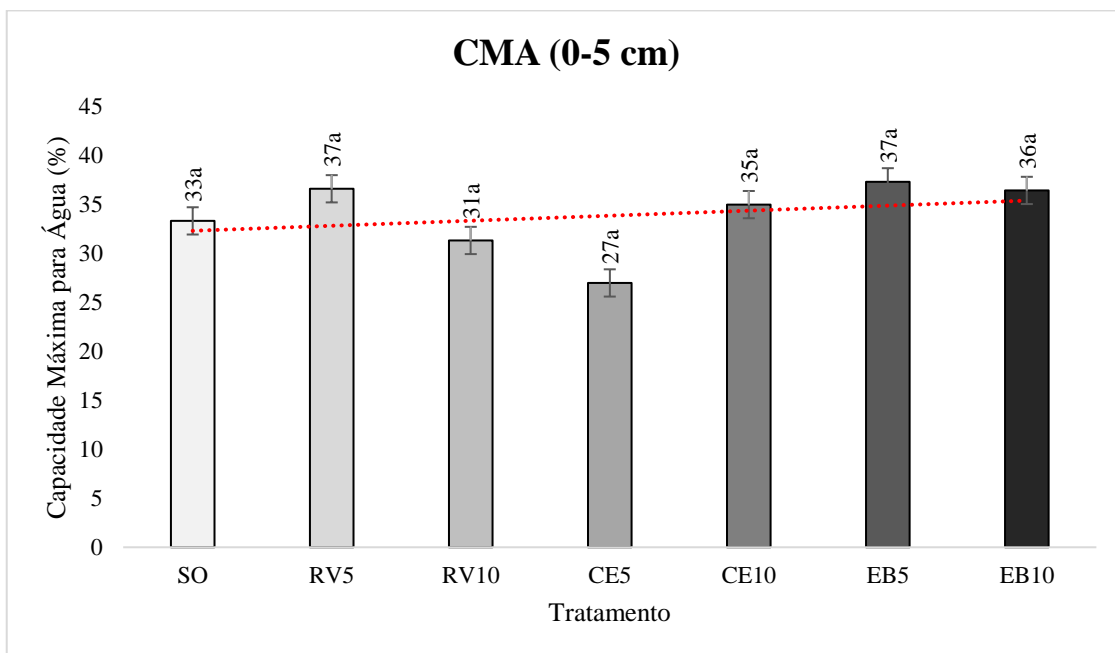


Figura 23. Capacidade de saturação (CMA) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 42$).

4.1.6 Densidade real

A densidade real (D_r) considera apenas o volume de solo que compõe a amostra, sem considerar os espaços vazios entre as partículas de solo (Costa, 2011). A densidade real apresentou diferenças estatísticas significativas entre tratamentos ($p < 0,05$). O tratamento que apresentou a maior densidade real foi o EB5, alcançando $2,47 \text{ g cm}^{-3}$ e destacando-se dos demais tratamentos (Figura 24). Este valor assume o esperado por Porta et al. (2003), em que referem valores de densidade real que variam entre 2,3 e $2,9 \text{ g cm}^{-3}$.

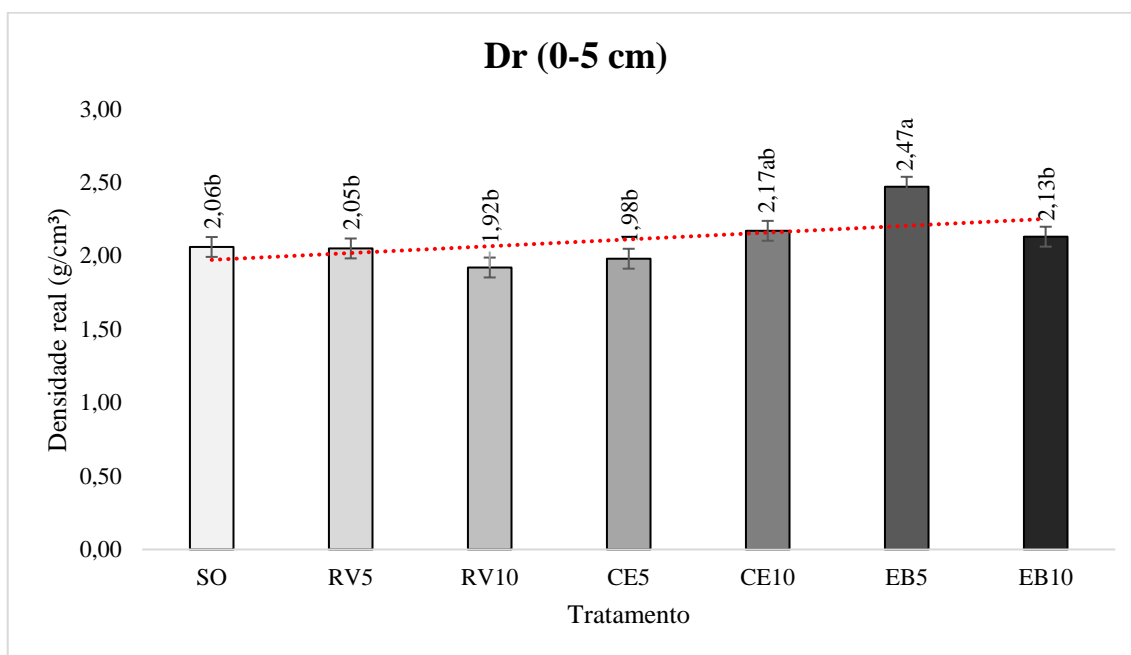


Figura 24. Densidade real (D_r) na camada 0-5 cm de solo nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha^{-1}), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha^{-1}), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha^{-1}). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 42$).

4.1.7 Estabilidade dos agregados do solo

Os agregados do solo constituem uma junção de partículas individuais que unem-se de maneira coesa, formando estruturas que influenciam as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Estas estruturas, quando estáveis, mantêm espaços porosos formados por macroporos e microporos em sua constituição, o que favorece de forma

positiva as trocas gasosas e o transporte de água e nutrientes no solo (Six et al., 2004; Costa, 2011; Freitas, 2018).

A areia e o limo mantêm-se unidos pela ação da argila, dos minerais de Fe, Al e Mg, e matéria orgânica presente no solo, gerando duas categorias de tamanho para os agregados do solo, macroagregados ($> 250 \mu\text{m}$) e microagregados ($< 250 \mu\text{m}$), juntamente com a porosidade presente em sua estrutura, onde os macroporos favorecem as trocas gasosas e os microporos facilitam a retenção de água no solo a baixa pressão. Os agregados mais estáveis suportam melhor as ações erosivas que podem ocorrer no solo a altas pressão (Kiehl, 1979; Pádua et al., 2015; Viana, 2020; Hasse, 2023).

Para a primeira classe de agregados, microagregados do solo (classe 0,25 mm), foram comparadas as profundidades 0-5 e 5-10 cm entre tratamentos (Figura 25). Na profundidade 0-5 cm, a estabilidade dos microagregados apresentou diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$), onde o tratamento EB10 (79%), apresentou similaridade estatística com os tratamentos RV5 (74%), RV10 (77%) e o solo original (SO, 77%). Porém, diferenciou-se dos demais tratamentos, atingindo uma estabilidade dos agregados superior em 16, 12 e 11% relativamente aos tratamentos CE10, CE5 e EB5, respectivamente. Já na profundidade 5-10 cm, não ocorreram diferenças estatísticas ($p > 0,05$). Todavia, nota-se que todos os tratamentos apresentam redução da estabilidade dos agregados em profundidade, tendência também observada por Freitas (2018) e Hasse (2023).

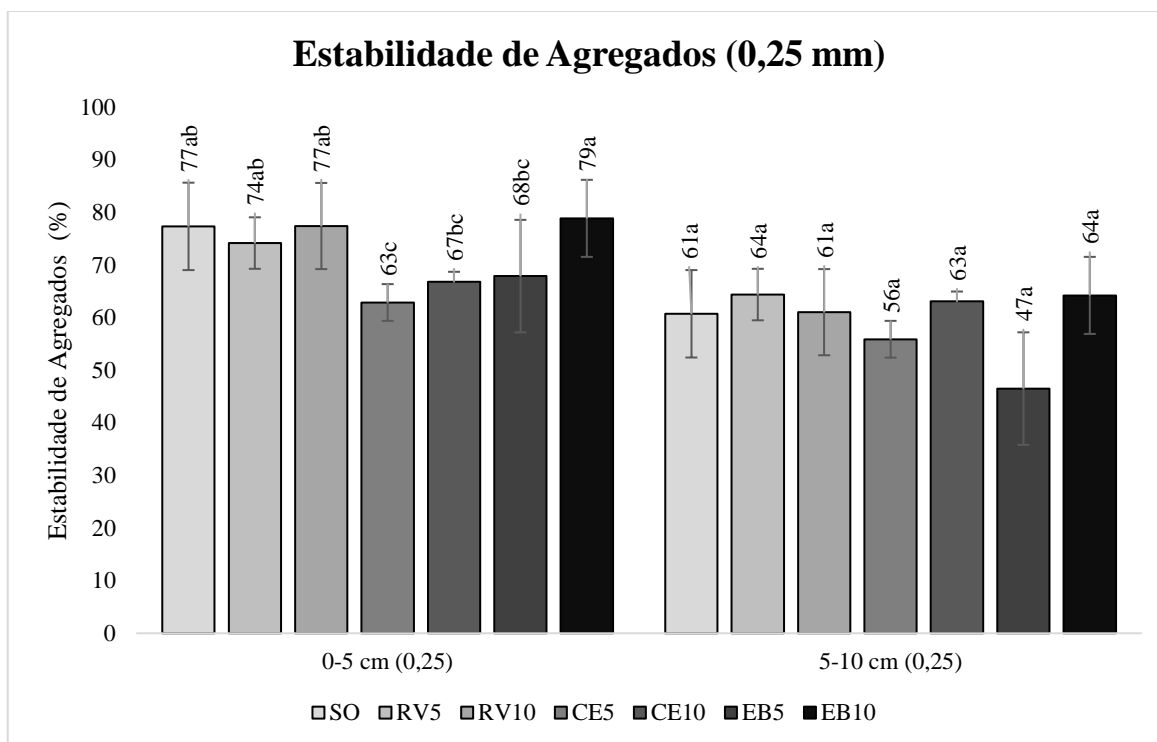


Figura 25. Estabilidade dos agregados do solo (EA) da classe 0,25 mm (microagregados) nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrume de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 84$).

Para a segunda classe de agregados, macroagregados do solo (classe 0,40 mm), também foram comparadas separadamente entre os tratamentos as profundidades 0-5 cm e 5-10 cm (Figura 26). Em ambas as profundidades não foram encontradas diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos ($p > 0,05$), mostrando a mesma tendência da classe 0,25 mm, em que todos os tratamentos apresentam redução da estabilidade dos agregados em profundidade.

Apesar do curto espaço de tempo para a formação de agregados mais estáveis no solo, os microagregados (classe 0,25 mm) na profundidade 0-5 cm demonstram o potencial que alguns dos corretivos orgânicos aplicados possuem para aumentar a estabilidade dos agregados do solo, e assim, a qualidade destes.

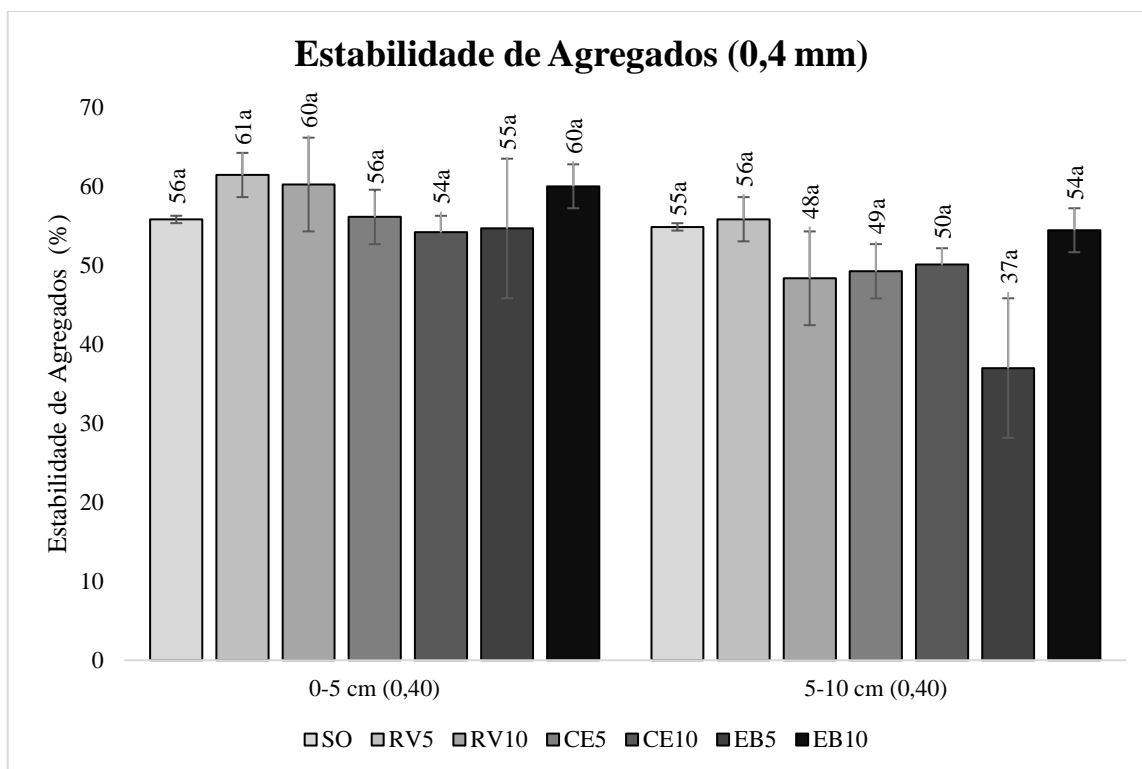


Figura 26. Estabilidade dos agregados do solo (EA) da classe 0,40 mm (macroagregados) nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 84$).

Segundo Castro Filho et al (1998), a adição de resíduos orgânicos na superfície do solo promove aumento da estabilidade dos agregados, principalmente até 10 cm de profundidade. Estes resíduos são convertidos em condicionadores do solo e aumentam a fração de macroagregados, conseqüentemente maior porosidade e contributo às propriedades físicas e químicas do solo (Ma et al., 2019).

A decomposição dos resíduos orgânicos pelos microrganismos promove a progressiva incorporação destes com os minerais do solo, o que conseqüentemente tem efeito positivo na formação de agregados estáveis. Os resíduos orgânicos aumentam as reservas de carbono e azoto no solo e a estabilidade dos agregados do solo, em contrapartida, os agregados estáveis tem potencial de reter e proteger o carbono e o azoto, mantendo-os no sistema, o que melhora a qualidade do solo (Ayoama, 1999).

4.2 Propriedades químicas do solo

4.2.1 Matéria orgânica do solo

Nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm não houve diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos com aplicação de corretivos orgânicos e o solo original ($p > 0,05$). Apesar de não haver diferenças estatísticas, os maiores valores encontrados foram os dos tratamentos RV5, RV10 e EB10, com aumentos de 24%, 21% e 13%, respectivamente, comparativamente ao solo original na profundidade 0-5 cm (Figura 27). Já na profundidade 5-10 cm, as maiores concentrações foram obtidas nos tratamentos RV5, EB5 e EB10, com aumentos de 15%, em relação ao solo original (SO). Em ambas as profundidades, as menores quantidades de matéria orgânica foram encontradas nos tratamentos com aplicação de composto estabilizado (CE5 e CE10).

Na profundidade 10-20 cm ocorreram diferenças estatísticas significativas apenas entre os tratamentos EB10 e EB5 ($p < 0,05$), apresentando o EB5 o menor valor encontrado, possivelmente por alguma característica do ambiente, não sendo consequência da dose. Apesar de não haver diferenças estatísticas entre os demais tratamentos e o solo original, foram obtidos os melhores resultados nos tratamentos EB10 e RV5, com aumentos de 38% e 19%, respectivamente, em relação ao solo original. Desta forma, evidencia-se que apesar de não haver diferenças estatísticas nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm, os tratamentos que mostraram melhor desempenho nas três profundidades foram RV5 e EB10, mantendo-se uma tendência de estes estarem entre os valores mais elevados de matéria orgânica no solo.

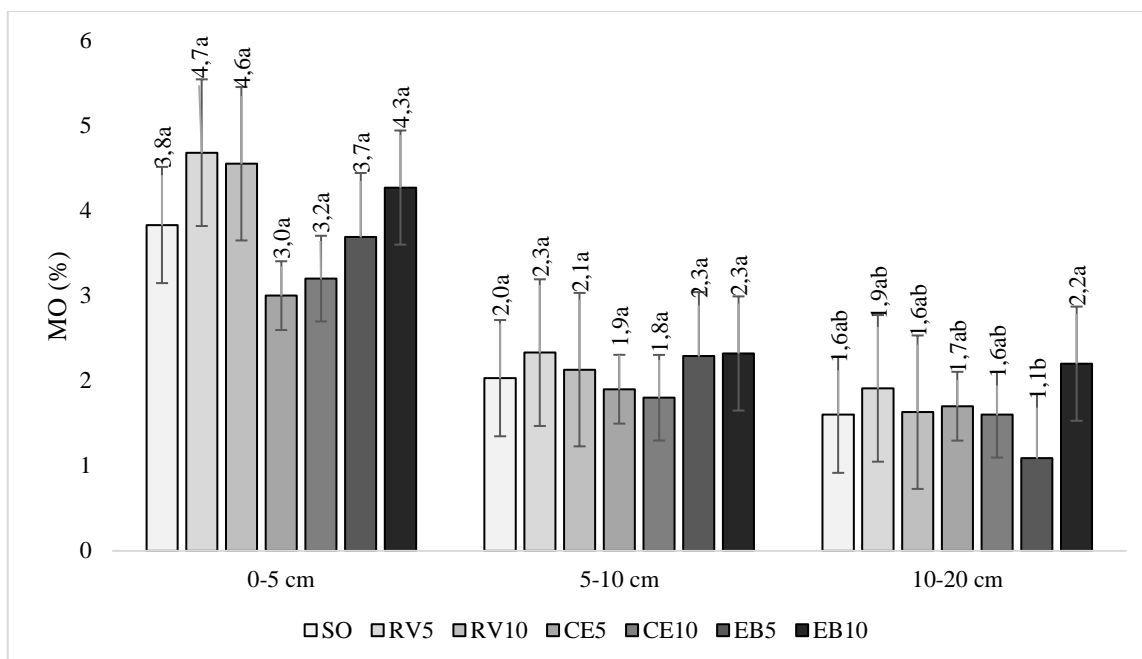


Figura 27. Teor de matéria orgânica do solo (MO) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 126$).

Os resíduos orgânicos depositados na superfície do solo transformam-se em matéria orgânica do solo com o tempo e o seu processamento pelos microrganismos, havendo indicações de que a biota nativa de um determinado sítio decompõe de forma mais acelerada os resíduos orgânicos naturalmente depositados nesse mesmo sítio, contrariamente ao que ocorre ao inserir resíduos provenientes de outro local (Wallenstein et al., 2013; Ryals et al., 2014).

A incorporação contínua e gradativa de resíduos orgânicos no solo para incremento da matéria orgânica é um processo que tem efeito mais acentuado em longa duração, melhorando as propriedades do solo e contribuindo para um maior acúmulo de carbono orgânico total (Lehtinen et al., 2014). Outro aspeto que pode influenciar a degradação dos resíduos orgânicos e sua transformação em matéria orgânica do solo é a temperatura, sendo tipicamente acelerada as taxas de decomposição quanto maiores as temperaturas e humidade (Conant et al., 2011).

Para todos os tratamentos nota-se que há decréscimo da concentração de matéria orgânica em profundidade, sendo os maiores valores registados na camada superficial 0-5 cm e os menores na camada de 10-20 cm, seguindo um padrão comum de variação. A

concentração de matéria orgânica em profundidade deve-se ao *input* de resíduos orgânicos associados à sua decomposição e tempo para que possa penetrar e movimentar-se nas camadas do solo (translocações) (Schmidt et al., 2011). Os tratamentos que disponibilizaram maiores teores de matéria orgânica na camada superficial (0-5 cm), também foram os que melhores desempenhos mostraram para a matéria orgânica em profundidade no solo, podendo ser efeito do tratamento aplicado e das características intrínsecas ao próprio solo, que permitiram maiores movimentos de matéria orgânica para as camadas mais profundas.

O curto período de tempo desde a aplicação dos corretivos orgânicos associado às questões climáticas (temperaturas mais baixas no outono) podem indicar a falta de diferenças estatísticas entre os tratamentos até ao presente momento. Outro fator a considerar é a composição e qualidade do resíduo orgânico aplicado, visto que há materiais que decompõem-se mais rapidamente em relação a outros e disponibilizam mais nutrientes após a mineralização, além de melhorar as características físicas do solo (Paula et al., 2013), sendo possivelmente é um dos fatores responsáveis pela diferença dos teores de matéria orgânica, azoto e carbono entre os tratamentos.

4.2.2 Azoto no solo

A Figura 28 mostra o teor de azoto para as três profundidades de solo avaliadas nos diferentes tratamentos. Nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm o azoto não apresentou diferenças estatísticas significativas entre os tratamentos ($p > 0,05$). Contudo, na profundidade 0-5 cm, os tratamentos RV5 e RV10 tiveram um aumento de 15% no teor de azoto quando comparados ao solo original (SO). Na profundidade 5-10 cm, os tratamentos EB5 e EB10 apresentaram uma ligeira subida do teor de azoto em relação ao solo original. Os tratamentos à base de composto estabilizado (CE5 e CE10) registaram os menores valores de azoto, tendência esta que se manteve em ambas as profundidades (0-5 cm e 5-10 cm).

Já na profundidade 10-20 cm verificaram-se diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$). O tratamento EB10 diferiu estatisticamente do solo original (SO) observando-se um incremento de 43% de azoto. Os demais tratamentos, apesar de não diferirem estatisticamente do solo original, também apresentaram incrementos na

concentração de azoto, com exceção do tratamento EB5, onde houve uma redução de 43%, quando comparado ao solo original (SO).

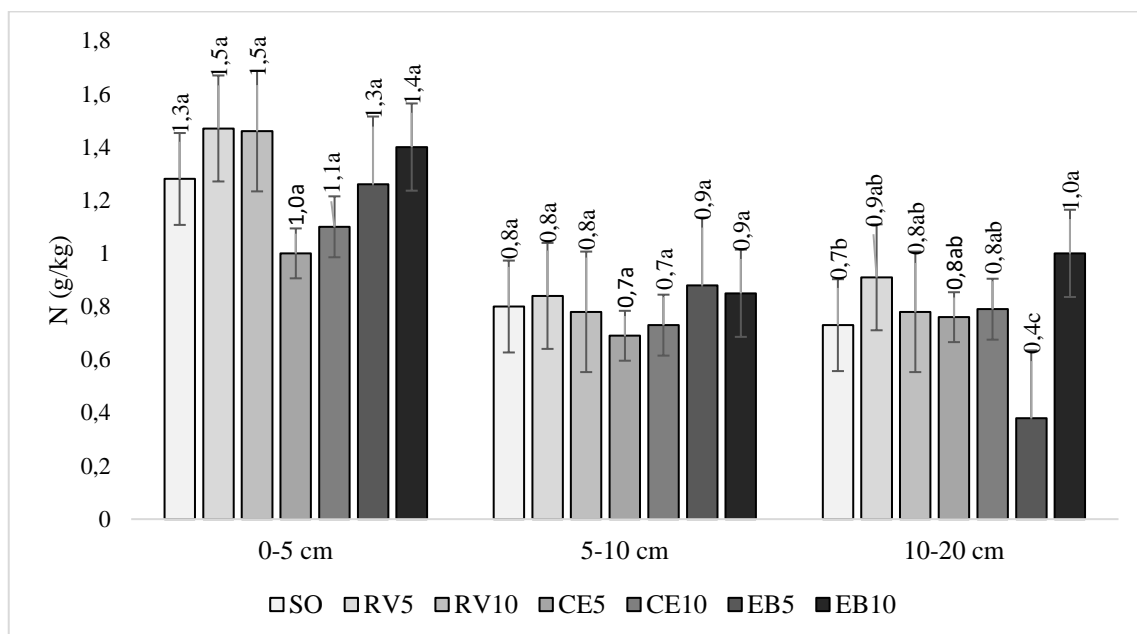


Figura 28. Teor de azoto no solo (N) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 126$).

Solos com resíduos orgânicos depositados na superfície, sem revolvimento, tendem a armazenar mais azoto, havendo redução da sua perda por decomposição ou erosão (Sainju et al., 2002). A falta de diferenças estatísticas entre os tratamentos pode dever-se ao curto tempo de ação dos microrganismos na decomposição dos resíduos orgânicos e também pela desaceleração da atividade microbiana, apesar de haver indícios desta atividade em algumas parcelas do campo experimental, sobre estes resíduos devido ao clima de outono apresentado na altura do experimento, todavia nota-se o potencial dos tratamentos com resíduos verdes (RV) e estrupe de burro (EB) para incremento de azoto no solo.

A matéria orgânica aplicada em superfície pode ter efeito mais acentuado nas propriedades do solo até 20 cm de profundidade. Além disto, a ciclagem de nutrientes, nomeadamente azoto, pela mineralização do azoto orgânico a partir dos microrganismos presentes no solo e pelo *input* de resíduos verdes do sistema radicular das plantas pode influenciar a distribuição do azoto em profundidade no perfil do solo (Murphy, 2015).

Entretanto, pelo curto espaço de tempo, as diferenças no teor de azoto para a profundidade 10-20 cm pode ser uma caracterização do próprio solo, e não devido aos tratamentos aplicados. Estas dúvidas irão ser esclarecidas com o decorrer do ensaio.

Segundo Karhu et al (2010), o clima, a qualidade da matéria orgânica e a presença de fatores ambientais restritivos podem influenciar a decomposição da matéria orgânica e seus efeitos em profundidade. Em maiores profundidades a razão C/N pode ser menor, o que indica aumento na quantidade de azoto e que há um maior processamento da matéria orgânica nestas camadas mais profundas, possivelmente pelos microrganismos presentes na rizosfera (Rumpel & Kögel-Knaber, 2011). Este efeito pode também justificar a diferença dos teores de azoto na profundidade de 10-20 cm do solo para os tratamentos onde foram aplicados corretivos orgânicos, principalmente o tratamento EB10, o qual apresentou a maior concentração de azoto.

Para todos os tratamentos nota-se um decréscimo da concentração de azoto em profundidade no solo, sendo a profundidade de 0-5 cm a que apresenta os maiores teores para todos os tratamentos, inclusive o solo original. O teor de azoto é maior nas camadas superficiais do solo, principalmente pela atividade microbiana mais abundante, e a gestão adequada de resíduos orgânicos associada a baixas perturbações do solo (Mikhael et al., 2019). Esta variação de azoto em profundidade também foi encontrada por Fonseca & Figueiredo (2018), observando que nas camadas mais profundas há um decréscimo de azoto.

Os resíduos orgânicos têm um elevado potencial de melhorar a fertilidade do solo com adição de mais azoto e matéria orgânica ao sistema, o que aumenta a produtividade das plantas. O aumento das concentrações de azoto depende também de tempo para ação dos microrganismos e ciclagem de nutrientes estável no ecossistema, podendo os incrementos de azoto serem superiores a 50% com a deposição de matéria orgânica no solo (Ryals et al., 2014). Com isto, o fator tempo, aliado ao clima e atividade microbiana são fundamentais para o aumento das concentrações de azoto, principalmente nas camadas superficiais do solo.

4.2.3 Carbono orgânico armazenado no solo

Apesar de não haver diferenças estatísticas significativas ($p > 0,05$), o incremento de matéria orgânica pode ter influenciado o aumento de carbono armazenado no solo em alguns tratamentos com aplicação de corretivos orgânicos, mesmo num curto espaço de tempo, para a camada superficial do solo (0-5 cm), onde se espera que as modificações ocorram de forma mais rápida. Embora todos os corretivos orgânicos tenham promovido o incremento de carbono no solo em relação ao solo original, os que mostraram melhor desempenho foram EB5, RV5 e RV10, com aumentos de 56%, 40% e 40%, respectivamente (Figura 29). Para a profundidade 5-10 cm também não houve diferenças estatísticas entre os tratamentos e o solo original ($p > 0,05$). Os menores valores foram obtidos mais uma vez nos tratamentos à base de composto estabilizado (CE5 e CE10), inclusive sendo menores que o solo original 13% e 19%, respectivamente.

A profundidade 10-20 cm apresentou diferenças estatísticas significativas entre tratamentos com aplicação de corretivos orgânicos ($p < 0,05$). Entretanto, apesar dos tratamentos RV5 e EB10 apresentarem quantidade superior de carbono no solo em relação ao solo original, aumento de 4% e 14%, respectivamente, não diferiram estatisticamente entre si. Apresentando a mesma tendência que os parâmetros azoto e matéria orgânica na profundidade 10-20 cm, o tratamento EB5 apresentou valores consideravelmente menores para carbono armazenado no solo em relação aos demais tratamentos e ao solo original. Isto provavelmente já é um efeito intrínseco do solo, considerando o curto tempo para haver ação sobre a camada mais profunda avaliada (10-20 cm).

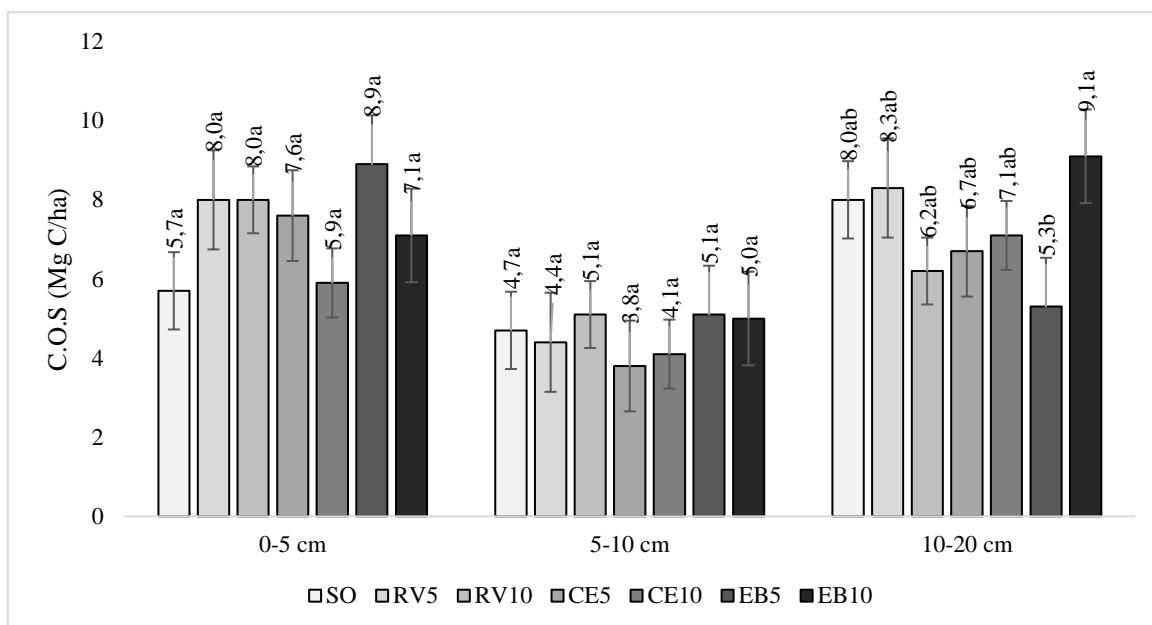


Figura 29. Quantidade de carbono armazenada no solo (COS) nas profundidades 0-5 cm, 5-10 e 10-20 cm nos tratamentos SO (solo original), RV (resíduos verdes, 5 e 10 Mg ha⁻¹), CE (composto estabilizado, 5 e 10 Mg ha⁻¹), EB (estrupe de burro, 5 e 10 Mg ha⁻¹). Letras diferentes nas colunas representam diferenças estatísticas significativas entre tratamentos ($p < 0,05$) ($n = 126$).

O carbono armazenado no solo decresce ao longo do perfil do solo (Fonseca & Figueiredo, 2018; Fonseca et al., 2022), bem como a biomassa microbiana. Devido a estes fatores, existe uma maior atividade dos microrganismos nas camadas mais superficiais do solo, havendo então a possibilidade de uma maior humificação dos resíduos orgânicos e consequentemente maiores quantidades de carbono quando comparadas às camadas mais profundas (Schmidt et al., 2011). De maneira geral, observa-se redução do armazenamento de carbono em profundidade no solo para todos os tratamentos.

As variações do carbono armazenado no solo podem estar relacionadas com a translocação de matéria orgânica ao longo do perfil do solo, partindo-se do pressuposto de que as camadas superficiais armazenam mais carbono do que as camadas mais profundas. As translocações podem estar relacionadas às características intrínsecas dos solos, como suas propriedades físicas e químicas, e do clima da região (Patrício, 2018; Vinciguerra, 2024). Os resíduos orgânicos recém-depositados no solo são gradativamente modificados por meio da fragmentação física e da atividade microbiana que promove a

mineralização do material decomposto e da formação de húmus, parte mais estável da matéria orgânica, podendo levar anos para que sejam visíveis as alterações no estoque de carbono do solo (Leite, 2004; Poeplau et al., 2011).

A ciclagem da matéria orgânica no solo é controlada por taxas de deposição, decomposição e renovação de resíduos orgânicos de diferentes origens, que ocorrem de forma gradativa, dinâmica e simultânea no sistema (Mulvaney et al., 2010). A matéria orgânica do solo contém mais carbono orgânico do que a vegetação e a atmosfera juntos (Lehmann & Kleber, 2015). Este argumento apoia a tendência de haver mais carbono armazenado no solo nos tratamentos com maiores teores de matéria orgânica em relação ao solo original.

A quantidade e qualidade dos resíduos orgânicos influencia diretamente a dinâmica da matéria orgânica do solo, e conseqüentemente da capacidade de armazenamento de carbono no sistema. As alterações no solo associadas aos estoques de carbono são lentas, sendo necessários períodos experimentais médios/longos para visualizar de forma adequada a influência que os resíduos orgânicos em decomposição exercem nas propriedades do solo, nomeadamente no acúmulo de carbono no solo, podendo acarretar equilíbrio ou acumulação de carbono, o que pode atenuar as emissões de CO₂ para a atmosfera (Bayer et al., 2000; Peralta & Wander, 2008; Costa et al., 2013).

O sequestro e acumulação de carbono orgânico no solo é fundamental para a manutenção da qualidade do solo e mitigação das emissões de CO₂ para a atmosfera, tendo potencial para a reduzir em 0,4 a 1,2 Gt C ano⁻¹ ou de 5 a 15% das emissões globais (Lal, 2004). Segundo o Acordo de Paris (2015), um incremento de 0,4% de carbono no solo ao ano auxilia na remoção de uma boa porção de CO₂ atmosférico e redução de 1,5°C da temperatura atmosférica (Martin et al., 2021). Este estudo demonstrou que os tratamentos à base de resíduos verdes (RV) e estrume de burro (EB) atingiram valores médios suficientes de incremento de carbono na camada 0-5 cm, em apenas 2,3 meses após aplicação de corretivos orgânicos na superfície do solo.

Práticas adequadas de gestão do solo e dos ecossistemas podem ser realizadas para a manutenção ou acréscimo de matéria orgânica e da sustentabilidade do sistema. Todavia, o sequestro e acúmulo de carbono orgânico no solo pode não depender apenas

da continuidade destas práticas conservacionistas, mas também das formas em que se encontra este carbono, para que possa ser retido e estabilizado no solo. Em suma, o incremento de matéria orgânica no solo é fundamental para o sequestro de carbono e apoio na mitigação das mudanças climáticas (Rumpel et al., 2020) e na sustentabilidade dos ecossistemas a curto, médio e longo prazo dos ecossistemas.

5 CONCLUSÕES

Com a crescente evolução das mudanças climáticas, buscam-se alternativas de mitigação destas alterações. O Acordo de Paris (2015) está em vigor, com o principal objetivo de equilibrar o balanço entre as emissões de GEE para a atmosfera e o sequestro de carbono nos compartimentos terrestres, com principal foco no solo. Para tal, a Iniciativa “4 por 1000”, que considera a elevação das reservas atuais de carbono no solo em 0,4% por ano, necessita de práticas agrícolas e florestais mais sustentáveis, como a adição de corretivos orgânicos ao solo, contribuindo para o aumento dos teores de matéria orgânica do solo e, conseqüentemente, de carbono armazenado neste compartimento terrestre.

A aplicação de corretivos orgânicos de diferentes origens busca possibilidades acessíveis para incremento da matéria orgânica no solo, melhorando a qualidade deste recurso. No presente estudo, destacaram-se quatro fatores principais de influência: i) a quantidade de corretivos orgânicos aplicada, pois afeta diretamente as taxas de decomposição e mineralização de nutrientes; ii) o clima de outono, que apresenta características bastante adequadas (temperatura e umidade) para a atividade microbiana do solo e conseqüente decomposição da matéria orgânica, o que permitiu visualizar efeitos na camada superficial (0-5 cm), mesmo para um período de 2 meses, nas propriedades porosidade total, microporosidade e estabilidade de microagregados; iii) o curto tempo de ensaio desde a aplicação dos corretivos, ainda está a mascarar o potencial dos diferentes corretivos orgânicos de promover alterações mais evidentes nas propriedades físicas e químicas do solo, principalmente no estoque de carbono no solo; iv) a possível heterogeneidade espacial causada pela disposição do terreno em socalcos.

Os resultados mostram aumento de 6% e 7% na porosidade total nos tratamentos EB5 e CE10, respectivamente. Houve também aumento de 6% na microporosidade nos tratamentos CE10 e EB5. Na estabilidade dos agregados do solo nos tratamentos RV5, RV10 e EB10, apesar de não diferirem do solo original, foram superiores aos demais tratamentos aplicados. Já as propriedades químicas não apresentaram diferenças estatísticas entre tratamentos na camada 0-5 cm, apenas na camada 10-20 cm, porém, isto pode ser um efeito do próprio solo, por causa do curto prazo de ação dos corretivos no solo.

Os dados obtidos demonstram que 2,3 meses não é tempo suficiente para os corretivos orgânicos atuarem de maneira efetiva nas propriedades do solo. Contudo, os resultados encontrados indicam efeitos positivos na porosidade total e microporosidade pelos tratamentos CE10 (composto estabilizado, 10 Mg ha⁻¹) e EB5 (estrupe de burro, 5 Mg ha⁻¹), na estabilidade da agregação, principalmente microagregados, pelos tratamentos RV10 (resíduos verdes, 10 Mg ha⁻¹) e EB10 (estrupe de burro, 10 Mg ha⁻¹). As propriedades químicas apresentaram diferença apenas na camada 10-20 cm, o que indica provavelmente uma característica intrínseca do solo em questão.

Neste sentido, estão previstas futuras avaliações no campo experimental com o objetivo de avaliar a dinâmica temporal dos atributos avaliados, principalmente a matéria orgânica do solo e os teores de carbono, a fim de obter informações mais precisas para indicá-las como alternativas concretas e acessíveis aos objetivos determinados no Acordo de Paris (2015).

REFERÊNCIAS

Abreu, M. C. S.; Albuquerque, A. M. & Freitas, A. R. P. (2014) *Posicionamento estratégico em respostas às restrições regulatórias de emissões de gases do efeito estufa*. Revista Administração, São Paulo 49 (3): 578-590.

Aceñolaza, P.; Zamboni, L. P. & Lancho, J. F. G. (2007) *Estimación de carbono en tres bosques de la llanura aluvial del bajo Paraná (R. Argentina)*. In: La captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos, RED POBAICA/Red Iberoamericana de Física y Química Ambiental, Salamanca (España), p. 39-51.

Agroconsultores & Coba (1991). *Carta dos Solos do Nordeste de Portugal*. UTAD, Vila Real.

Almeida, B. G.; Freitas, P. L.; Teixeira, W. G.; Viana, J. H. M. & Donagemma, G. K. (2017) *Capítulo 9: Porosidade*. In Manual de métodos de análise de solo (Teixeira, P. C. et al.). 3 Ed. Rev. e Ampl., Embrapa, 573 p.

Alpino, T. M. A.; Mazoto, M. L.; Barros, D. C. & Freitas, C. M. (2022) *The impacts of climate change on food and Nutritional Security: a literature review*. Ciência & Saúde Coletiva 27 (1): 273-286.

Andavan, S. & Varun, V. (2017) *Infiltration, permeability, liquid limit and plastic limit of soil*. International Journal for Innovative Research in Science and Technology 4 (6).

Angelova, V. R.; Akova, V. I.; Artinova, N. S. & Ivanov, K. I. (2013) *The effect of organic amendments on soil chemical characteristics*. Bulgarian Journal of Agricultural Science 19 (5): 958-971.

Arthur, E.; Schjonning, P.; Moldrup, P.; Tuller, M. & De Jonge, L. W. (2013) *Density and permeability of a loess soil: long-term organic matter effect and the response to compressive stress*. Geoderma 193-194: 236-245.

Ayoama, M.; Angers, D. A.; N'Dayegamiye, A. & Bissonnette, N. (1999) *Protected organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications*. Canadian Journal of Soil Science, 79 (3): 419-425.

- Balbino, L. R. (1968) *O método de Egner-Riehm na determinação do fósforo e potássio 'assimiláveis' em solos de Portugal*. Revista Agronômica 51: 47-58.
- Barichello, S. E. & Araújo, L. E. B. de. (2009) *O princípio do poluidor pagador e os mecanismos de flexibilização no protocolo de Kyoto*. Revista do Direito 31: 137-149.
- Barzegar, A. R.; Yousefi, A. & Daryashenas, A. (2002) *The effect of addition of different amount and type of organic materials on soil physical properties and yield of wheat*. Plant and Soil 247: 295-301.
- Bashir, O.; Ali, T.; Baba, Z. A.; Rather, G. H.; Bangroo, S. A.; Mukhtar, S. D.; Naik, N.; Mohiuddin, R.; Bharati, V. & Bhat, R. A. (2021) *Soil organic matter and its impact on soil properties and nutrient status*. Microbiota and Biofertilizers 2: 129-159.
- Bayer, C.; Mielniczuk, J. & Martin-Neto, L. (2000) *Efeito de sistemas de preparo e de cultura na dinâmica da matéria orgânica e na mitigação das emissões de CO₂*. Revista Brasileira de Ciência do Solo 24: 599-607.
- Beillouin, D.; Cardinael, R.; Berre, D.; Boyer, A.; Corbeels, M.; Fallot, A.; Feder, F. & Demenois, J. (2021) *A global overview of studies about land management, land-use change, and climate change effects on soil organic carbon*. Global Change Biology 28 (4): 1690-1702.
- Bernhard, A. (2010) *The nitrogen cycle: processes, players and human impact*. Nature Education Knowledge 3 (10): 25.
- Bertol, I.; Maria, I. C. & Souza, L. S. (2019) *Manejo e conservação do solo e da água*. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, 1 Ed.
- Blanco, J. A.; Durán, M.; Luquin, J.; San Emeterio, L.; Yeste, A. & Canals, R. M. (2023) *Soil C/N ratios cause opposing effects in forests compared to grasslands on decomposition rates and stabilization factors in southern European ecosystems*. Science of the Total Environment, v. 888.
- Bodanski, D. (2011) *A tale of two architectures: the once and future U. N. Climate Change Regime*. Arizona State Law Journal 43 (3): 697-712.

Bompastor, A.; Figueiredo, T. A. & Fonseca, F. (2009) *Matos do Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal – produção de serviços ecossistêmicos*. In 15º Congresso da APDR, 1º Congresso de Desenvolvimento Regional de Cabo Verde, 2º Congresso Lusófono de Ciência Regional, 3º Congresso de Gestão e Conservação da Natureza, Cidade da Praia, p. 338-364.

Bouajila, K. & Sanaa, M. (2011) *Effects of organic amendments on soil physico-chemical and biological properties*. Journal of Materials and Environmental Sciences 2 (S1): 485-490.

Braida, J. A.; Bayer, C.; Albuquerque, J. A. & Reichert, J. M. (2011) *Matéria orgânica e seu efeito na física do solo*. Tópicos em Ciência do Solo 7: 221-278.

Bröring, J. M. (2013) *Dinâmica do carbono em sistemas de uso do solo no Oeste e Planalto de Santa Catarina*. Dissertação, UDESC, Lages, 99 f.

Cano, R. M. Y. & Villanueva, M. C. (2013) *Almacenamiento de carbono en pastos naturales altoandinos*. Scientia Agropecuaria 4: 313-319.

Carter, M. R. & Gregorich, E. G. (2006) *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science, 2 Ed., 1261 p.

Carvalho, C. A.; Ferreira, R. L. F.; Andrade, R. A.; Brito, R. S.; Pereira, T. C. R. & Lima, T. J. (2020) *Atributos físicos em solo cultivados com plantas de cobertura*. Scientia Naturalis 2(1): 38-41.

Cerqueira, H. M. (2021) *Sequestro de carbono no solo: mitigação das alterações climáticas em ecossistemas mediterrânicos*. Dissertação, Universidade Nova de Lisboa, 156 p.

Chandio, A. A.; Jiang, Y.; Rehman, A. & Rauf, A. (2020) *Short and long-run impacts of climate change on agriculture: an empirical evidence from China*. International Journal of Climate Change Strategies and Management 12 (2): 201-221.

Chaudari, P. R.; Ahire, D. V.; Ahire, V. D.; Chkravarty, M. & Maity, S. (2013) *Soil bulk density as relates to soil texture, organic matter content and available total nutrientes of Coimbatore soil*. International Journal of Scientific and Research Publications 3 (2).

- Chen, S.; Wang, W.; Xu, W.; Wang, Y.; Wan, H.; Chen, D.; Tang, Z.; Tang, X.; Zhou, G.; Xie, Z.; Zhou, D.; Shangguan, Z.; Huang, J.; He, J.; Wang, Y.; Sheng, J.; Tang, L.; Li, X.; Dong, M.; Wu, Y.; Wang, Q.; Wang, Z.; Wu, J.; Chapin III, F. S. & Bai, Y. (2018) *Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage*. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 115 (16): 4027-2032.
- Conant, R. T.; Ryan, M. G.; Agren, G. I.; Birge, H. E.; Davidson, E. A.; Eliasson, P. E.; Evans, S. E.; Frey, S. D.; Giardina, C. P.; Hopkins, F. M.; Hyvönen, R.; Kirschbaum, M. U. F.; Lavallee, J. M.; Leifeld, J.; Parton, W. J.; Steinweg, J. M.; Wallestein, M. D.; Wetterstedt, J. A. M. & Bradford, M. A. (2011) *Temperature and soil organic matter decomposition rates – synthesis of current knowledge and a way forward*. Global Change Biology 17 (11): 3392-3404.
- Costa, J. B. (2011) *Caracterização e constituição do solo*. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 7 Ed., 528 p.
- Costa, E. M.; Silva, H. F. & Ribeiro, P. R. A. (2013) *Matéria orgânica do solo e o seu papel na manutenção e produtividade dos sistemas agrícolas*. Enciclopedia Biosfera, Centro Científico Conhecer – Goiânia 9 (17): 1842-1860.
- Creamer, C. A.; Filley, T. R.; Boutton, T. W. & Bowe, H. I. (2016) *Grassland to woodland transition: dynamic response of microbial community structure and carbon use patterns*. Journal of Geophysical Research 121: 1675-1688.
- Cui, J.; Zheng, M.; Bian, Z.; Pan, N.; Tian, H.; Zhang, X.; Qiu, Z.; Xu, J. & Gu, B. (2024) *Elevated CO₂ levels promote both carbon and nitrogen cycling in global forests*. Nature Climate Change 14: 511-517.
- Degens, B. P.; Schipper, L. A.; Sparling, G. P. & Vojvodic-Vukovic, M. (2000) *Decreases in organic C reserves in soils can reduce the catabolic diversity on soil microbial communities*. Soil Biology & Biochemistry 32: 189-196.
- Delbeke, J.; Runge-Metzger, A.; Slingenberg, Y. & Werksman, J. (2019) *The Paris Agreement*. Towards a Climate-Neutral Europe: Curbing the Trend, cap. 2, p. 24-45.
- Dimitrov, R. S. (2016) *The Paris agreement on climate change: behind closed doors*. Global Environmental Politics 16 (3).

- Ebhin Masto, R.; Chhonkar, P. K.; Singh, D. & Patra, A. K. (2006) *Changes in soil biological and biochemical characteristics in a long-term field trial on a sub-tropical inceptisol*. Soil Biology and Biochemistry 38 (7): 1577-1582.
- Embrapa. (2019) *Embrapa participa de encontros da “Iniciativa 4 por 1000”*. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/49085721/embrapa-participa-de-encontros-da-iniciativa-4-por-1000>. Acesso em: 10 de novembro de 2023.
- Esmaeilzadeh, J. & Ahangar, A. G. (2014) *Influence of soil organic matter content on soil physical, chemical and biological properties*. International Journal of Plant, Animal and Environmental Sciences 4 (4): 244-252.
- Feller, C.; Blanchart, E.; Bernoux, M.; Lal, R. & Manlay, R. (2012) *Soil fertility concepts over the past two centuries: the importance attributed to soil organic matter in developed and developing countries*. Archives of Agronomy and Soil Science 58 (Sup1), S3-S21.
- Ferreira, F. (2016) *Alterações climáticas – a esperança de Paris*. Revista Recursos Hídricos 37 (1): 17-22.
- Figueiredo, T. & Fonseca, F. (2009) *Distribuição dos elementos grosseiros no solo e amostragem de solos pedregosos*. Encontro Anual da Sociedade Portuguesa da Ciência do Solo, Resumos.
- Figueiredo, T. (2011) *Determinação laboratorial da condutividade hidráulica do solo e realização de exercícios sobre a exploração de aquíferos*. Mestrado em Tecnologia Ambiental, Escola Superior Agrária de Bragança.
- Figueiredo, T. (2012) *Pedregosidade nos solos em Trás-os-Montes: importância relativa e distribuição espacial*. Instituto Politécnico de Bragança, 83 p.
- Figueirado, T. (2012a) *Erosão hídrica dos solos em Portugal: contributo para uma revisão*. V Congresso Ibérico da Ciência do Solo 2012 – Uso e Maneio do Solo, Bragança: Instituto Politécnico de Bragança, 2012.
- Fonseca, F.; Figueiredo, T. & Martins, A. (2014) *Carbon storage as affected by different site preparation techniques two years after mixed forest stand installation*. Forest Systems 23 (1): 84-92.

- Fonseca, F. & Figueiredo, T. (2018) *Carbon and nitrogen in forest floor and mineral soil under four forest species in the Mediterranean region*. Spanish Journal of Soil Science 8 (1): 42-56.
- Fonseca, F.; Figueiredo, T.; Vilela, A. M. A.; Santos, R.; Carvalho, A. L.; Almeida, E. & Nunes, L. (2019) *Impact of tree species replacement on carbon stocks in a Mediterranean mountain area, NE Portugal*. Forest Ecology and Management 439: 181-188.
- Fonseca, F.; Silva, D.; Bueno, P.; Hernández, Z. & Royer, A. C. (2022). *Temporal dynamics of carbon storage in a Mediterranean mountain scrubland, managed by prescribed fire*. Catena 212: 106107.
- Fonseca, F. (2024). Relatório do projeto UP4REHAB sobre a monitorização dos solos.
- Freitas, D. A. (2018) *Estabilidade da agregação em áreas ardidadas e não ardidadas no Nordeste de Portugal: um importante indicador da qualidade do solo*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 60 p.
- Ganesan, A. L.; Schwietzke, S.; Poulter, B.; Arnold, T.; Lan, X.; Rigby, M.; Vogel, F. R.; Van der Werf, G. R.; Janssens-Maenhout, G.; Boesch, H.; Pandey, S.; Manning, A. J.; Jackson, R. B.; Nisbet, E. G. & Manning, M. R. (2019) *Advancing scientific understanding of the global methane budget in support of the Paris Agreement*. Global Biogeochemical Cycles 33: 1475-1512.
- Getino-Álvarez, M.; San-Martin, R.; Pretzsch, H.; Pach, M.; Bravo, F. & Turrión, M. B. (2023) *Assessing soil C stock and C to N ratio of soil organic matter under mixed pine-beech forests at different scales*. European Journal of Forest Research 142: 1081-1098.
- Gibbs, H. K.; Brown, S.; Niles, J. O. & Foley, J. A. (2007) *Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality*. Environmental Research Letters 2: 01-13.
- Gleixner, G.; Czimczik, C. J.; Kramer, C.; Lühker, B. & Schmidt, M. W. I. (2001) *Plant compounds and their turnover and stabilization as soil organic matter*. Global Biogeochemical Cycles in the Climate System, p. 201-215.
- Gleixner, G. (2013) *Soil organic matter dynamics: a biological perspective derived from the use of compound-specific isotopes studies*. Ecological Research 28: 683-695.

Gössling, S.; Balas, M.; Mayer, M. & Sun, Y. (2023) *A review of tourism and climate change mitigation: the scales, scopes, stakeholders and strategies of carbon management*. *Tourism Management*, 95.

Gouveia, C. A. R. (2013) *Nitrification Control – How do the natural ecosystem do it?*. Dissertação, Universidade de Lisboa, 55 p.

Hasse, D. (2023) *Impactos da colheita mecânica de azeitona nas propriedades físicas do solo, NE Portugal*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 54 p.

Hilton, R. G. & West, A. J. (2020) *Mountains, erosion and the carbon cycle*. *Nature Reviews Earth and Environment*, 1, 284-299.

Hutchinson, J. J.; Campbell, C. A. & Desjardins, R. (2007) *Some perspectives on carbon sequestration in agriculture*. *Agricultural and Forest Meteorology* 142: 288-302.

ICNF. (2013) *Adaptações das florestas às mudanças climáticas*. Instituto Nacional de Conservação da Natureza e das Florestas, 122 p.

IHSS. (2007) *What are humic substances?*. Natural Organic Matter Research. Disponível em: <https://humic-substances.org/what-are-humic-substances-2/>. Acesso: 17 de junho de 2024.

Iniciative 4 per 1000. (2015) *The international “4 per 1000” initiative*. Disponível em: <https://4p1000.org/?lang=en>. Acesso em: 10 de novembro de 2023.

INRAE. (2019) *Storing 4 per 1000 carbon in soils: the potential in France*. *Climate Change and Risks*, INRAE, France. Disponível em: <https://www.inrae.fr/en/news/storing-4-1000-carbon-soils-potential-france>. Acesso em: 06 de março de 2024.

IPCC. *Climate Change (2007) - Synthesis Report: Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p.

- Jacobi, P. R.; Guerra, A. F. S.; Sulaiman, S. N. & Nepomuceno, T. (2011) *Mudanças climáticas globais: a resposta da educação*. Revista Brasileira Educação [online] 16 (46): 135-148.
- Karami, A.; Homae, M.; Afzalnia, S.; Ruhipour, H. & Basirat, S. (2012) *Organic resource management: impacts on soil aggregate stability and other soil physico-chemical properties*. Agriculture, Ecosystems & Environment 148: 22-28.
- Karhu, K.; Fritze, H.; Tuomi, M.; Vanhala, P.; Spetz, P.; Kitunen, V. & Liski, J. (2010) *Temperature sensitivity of organic matter decomposition in two boreal forest soil profiles*. Soil Biology and Biochemistry 42 (1): 72-82.
- Kay, B. D. (1997) *Soil structure and organic carbon: a review*. In: Soil processes and the carbon cycle, 1 Ed., 29 p.
- Kiehl, E. J. (1979) *Manual de Edafologia – relação solo – planta*. 1 Ed., São Paulo: Editora Agronômica CERES, v. 1, 264 p.
- King, J. K. K.; Granjou, C.; Fournil, J. & Cecillon, L. (2018) *Soils sciences and the French 4 per 1000 initiative – The promises of underground carbon*. Energy Research & Social Science 48: 144-152.
- Kögel-Knabner, I. (2002) *The macromolecular organic composition of plant and microbial residues as inputs to soil organic matter*. Soil Biology and Biochemistry 34 (2): 139-162.
- Krull, E. S.; Skjemstad, J. O. & Baldock, J. A. (2004) *Functions of soil organic matter and the effect on soil properties*. Grain Research & Development Corporation, Residue Management, Soil Organic Carbon and Crop Performance, Project N° CSO 00029.
- Kumar, Y. R.; Kaushal, S.; Kaur, G. & Gulati, D. (2020) *Effect of soil organic matter on physical properties of soil*. Just Agriculture 1 (2).
- Lajtha, K.; Bowden, R. D. & Nadelhoffer, K. (2014) *Litter and root manipulations provides insights into soil organic matter dynamics and stability*. Soil Science Society of America Journal 78 (1): 261-269.

- Lal, R. (1997) *Soil processes and greenhouse effects*. In: Lal, R.; Blum, W. H.; Valentine, C.; Stewart, B. A. (Ed.) *Methods for assessment of soil degradation*. Boca Raton: CRC Press, p. 199-212.
- Lal, R. (2004) *Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security*. *Science* 304: 1623-1627.
- Lal, R. (2005) *Forest soils and carbon sequestration*. *Forest Ecology and Management* 220 (1-3): 242-258.
- Lal, R. (2020) *Soil organic matter and water retention*. *Agronomy Journal* 112: 3265-3277.
- Lal, R. (2020) *Soil organic matter content and crop yield*. *Journal of Soil and Water Conservation* 75 (2): 27A-32A.
- Lefèvre, C.; Rekik, F.; Alcantara, V. & Liesl, W. (2017) *Carbono orgánico del suelo - el potencial Oculto*.
- Lehman, J. & Kleber, M. (2015) *The contentious nature of soil organic matter*. *Nature* 528: 60-68.
- Lehtinen, T.; Schlatter, N.; Baumgarten, A.; Bechini, L.; Krüger, J.; Grignani, C.; Zavattaro, L.; Costamagna, C. & Spiegel, H. (2014) *Effect of crop residue incorporation on soil organic carbon and greenhouse gas emissions in European agricultural soils*. *Soil Use and Management* 30 (4): 524-538.
- Leite, L. F. C. (2004) *Matéria orgânica do solo*. Embrapa – Meio Norte, Teresina, 31 p.
- Lewandowski, A. (2000) *Organic matter management*. The soil management series: University of Minnesota Extension. Disponível em: <https://conservancy.umn.edu/items/48176883-5643-4428-b13f-0761e1d9e552>. Acesso em: 17 de junho de 2024.
- Lorenz, K. & Lal, R. (2018) *Soil carbon stock*. In: *Carbon sequestrations in agricultural ecosystems*, Springer, p. 39-116.
- Lu, M.; Zeng, F.; Lv, S.; Zhang, H.; Zeng, Z.; Peng, W.; Song, T.; Wang, K. & Du, H. (2023) *Soil C:N:P stoichiometry and its influencing factors in forest ecosystems in*

- southern China*. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 6.
- Machado, P. L. O. A. (2005) *Carbono do solo e a mitigação da mudança climática global*. *Química Nova*, v. 28, n. 2, pp. 329-334.
- Malhi, G. S.; Kaur, M. & Kaushik, P. (2021) *Impact of climate change on agriculture and its mitigation strategies: a review*. *Sustainability* 13 (3): 1318.
- Martin, M. P.; Dimassi, B.; Dobarco, M. R.; Guenet, B.; Arrouays, D.; Angers, D. A.; Blache, F.; Huard, F. Soussana, J. & Pellerin, S. (2021) *Feasibility of the 4 per 1000 aspirational target for soil carbon: a case study for France*. *Global Change Biology* 27 (11): 2458-2477.
- Mikhael, J. E. R. (2019) *Recalcitrant carbon and nitrogen in agriculture soils with residue accumulation and fertilization under tropical conditions*. *Bioscience Journal* 35 (3): 732-740.
- Minasny, B. & McBratney, A. B. (2018) *Limited effect of organic matter on soil available water capacity*. *European Journal of Soil Science* 68 (1): 39-47.
- Moorman, T. B.; Cambardella, C. A.; James, D. E.; Karlen, D. L. & Kramer, L. A. (2004) *Quantification of tillage and landscape effects on soil carbon in small Iowa watersheds*. *Soil and Tillage Research* 78 (2): 225-236.
- Morillo Sierra, A. (2012) *Estudo do comportamento de resíduos orgânicos no solo*. Tese, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, 54 p.
- Mulvaney, M. J. (2010) *Carbon and nitrogen mineralization and persistence of organic residues under conservation and conventional tillage*. *Agronomy Journal* 102: 1425-1433.
- Murphy, B. W. (2015) *Impact of soil organic matter on soil properties – a review with emphasis on Australian soils*. *Soil Research* 53 (6): 605-635.
- Murphy, B.; Newey, A. & Greene, R. (2019) *Decomposition of plant litter and carbon turnover as a function of soil depth*. *Going Downunder: Deep SOM Dynamics*.
- Nações Unidas. (2015) *Acordo de Paris sobre o clima*. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/88191-acordo-de-paris-sobre-o-clima>. Acesso em: 01 de

novembro de 2023.

Neves, A. F. F. (2015) *Técnicas de análise laboratorial para solos, material vegetal e corretivos orgânicos*. Dissertação, Universidade do Minho, 150 p.

Nimmo, J. R. (2013) *Porosity and pore size distribution*. Reference Modal in Earth Systems and Environmental Sciences, Elsevier.

Nisbet, G.; Fisher, R. E.; Lowry, D.; France, J. L.; Allen, G.; Bakkaloglu, S.; Broderick, T. J.; Cain, M.; Coleman, M.; Fernandez, J.; Forster, G.; Griffiths, P. T.; Iverach, C. P.; Kelly, B. F. J.; Manning, M. R.; Nisbet-Jones, P. B. R.; Pyle, J. A.; Townsend-Small, A.; Al-Shalaan, A.; Warwick, N. & Zazzeri, G. (2020) *Methane mitigation: methods to reduce emissions, on the path to the Paris agreement*. Reviews of Geophysics, 58.

Nóbrega, I. P. C. (2011) *Efeitos do biochar nas propriedades físicas e químicas do solo – sequestro de carbono*. Dissertação, Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa, 46 p.

Oldfield, E. E.; Wood, S. A. & Bradford, M. A. (2018) *Direct effects of soils organic matter on productivity mirror those observed with organic amendements*. Plant Soil 423: 363-373.

Ostrowska, A. & Porebska, G. (2015) *Assessment of the C/N ratio as an indicator of the decomposability of organic matter in forest soils*. Ecological Indicators 49: 104-109.

Pacheco, R. P. D. S. & Helene, M. E. M. (1990) *Atmosfera, fluxos de carbono e fertilização por CO₂*. Estudos Avançados 4 (9): 204-220.

Pádua, E. J.; Guerra, A. R. & Zinn, Y. L. (2015) *Modelagem da densidade do solo em profundidade sob vegetação nativa em Minas Gerais*. Revista Brasileira de Ciência do Solo 39 (3).

Paines, P. A.; Cauduro, C. R. & Possamai, O. (2019) *Avaliação preliminar da concentração de CO₂ em função da temperatura do ar, umidade e radiação solar em Santa Maria/RS*. Revista Livre de Sustentabilidade e Empreendedorismo 4 (5): 214- 231.

Park, A. (2015) *Carbon storage and stand conversion in a pine-dominated boreal forest landscape*. Forest Ecology and Management 340: 70-81.

- Patrício, M. B. (2018) *Mapeamento do carbono armazenado nos solos da bacia hidrográfica do rio Sabor, NE Portugal*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 74 p.
- Paul, E. A. (2016) *The nature and dynamics of soil organic matter: plant inputs, microbial transformations, and organic matter stabilization*. *Soil Biology and Biochemistry* 98: 109-126.
- Paula, J. R.; Matos, A. T.; Matos, M. P.; Pereira, M. S. & Andrade, C. A. (2013) *Mineralização do carbono e azoto de resíduos aplicados ao solo em campo*. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37 (6): 1729-1741.
- Paustian, K.; Lehman, J.; Ogle, S.; Reay, D.; Robertson, G. P. & Smith, P. (2016) *Climate-smart soils*. *Nature* 532: 49-57.
- Peralta, A.L. & Wander, M.M. (2008) *Soil organic matter dynamics under soybean exposed to elevated [CO₂]*. *Plant Soil* 303: 69-81.
- Percival, H. J.; Parfitt, R. L. & Scott, N. A. (2000) *Factors controlling soil carbon levels in New Zealand grasslands is clay content important?*. *Soil Science Society of America Journal* 64 (5): 1623-1630.
- Pereira, A. I. H. (2013) *Impacto do fogo no carbono orgânico em solos do Centro de Portugal*. Dissertação, Universidade de Aveiro, 61 p.
- Pereira, K. R. B. (2019) *Propriedades físico-químicas de solos com diferentes teores de matéria orgânica nas regiões de montanha do NE de Portugal*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 72 p.
- Petrokofski, G., Kanamaru, H.; Achard, F.; Goetz, S. J.; Jossten, H.; Holmgren, P.; Lehtonen, A.; Menton, M. C. S.; Pullin, A. S. & Wattenbach, M. (2012) *Comparison of methods for measuring and assessing carbon stocks and carbon stock changes in terrestrial carbon pools. How do the accuracy and precision of current methods compare? A systematic review protocol*. *Environmental Evidence* 1 (1).
- Pires, A.; Fonseca, F. & Figueiredo, T. (2016) *Pedregosidade como indicador do estado de degradação física dos solos*. III Encontro de Jovens Investigadores do Instituto Politécnico de Bragança: Livro de Resumos.

- Poeplau, C.; Don, A.; Vesterdal, L.; Leifeld, J.; Van Wesemael, B.; Schumacher, J. & Gensior, A. (2011) *Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach*. *Global Change Biology* 17 (7): 2415-2427.
- Polonik, P.; Ricke, K. & Burney, J. (2021) *Paris Agreement's ambiguity about aerosols drives uncertain health and climate outcomes*. *Earth's Future*, 9.
- Porta, J.; López-Acevedo, M. & Roquero, C. (2003) *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- Primieri, S.; Muniz, A. W. & Lisboa, H. M. (2017) *Dinâmica do Carbono no Solo em Ecossistemas Nativos e Plantações Florestais em Santa Catarina*. *Floresta e Ambiente, Seropédica* 24: e00110314.
- Prybil, D. W. (2010) *A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor*. *Geoderma* 56 (3-4): 75-83.
- Pulleman, M. M. & Marinissen, J. C. Y. (2004) *Physical protection of mineralizable C in aggregates from long-term pasture and arable soil*. *Geoderma* 120: 273-282.
- Riebeek, H. (2011) *The carbon cycle*. NASA Earth Observatory. Disponível em: <https://earthobservatory.nasa.gov/features/CarbonCycle>. Acesso em: 03 de junho de 2011.
- Romão, R. L. (2013) *Carbono orgânico em função do uso do solo*. Dissertação, UNESP, Jaboticabal, 36 f.
- Rumpel, C. & Kögel-Knabner, I. (2011) *Deep soil organic matter – a key but poorly understood component of terrestrial C cycle*. *Plant and Soil* 338: 143-158.
- Rumpel, C.; Amiraslani, F.; Chenu, C.; Cardenas, M. G.; Kaonga, M.; Koutika, L. S.; Ladha, J.; Madari, B.; Shirato, Y.; Smith, P.; Soudi, B.; Soussana, J. F.; Whitehead, D. & Wollenberg, E. (2020) *The 4p1000 initiative: opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy*. *Ambio* 49: 350-360.

- Ryals, R.; Kaiser, M.; Torn, M. S.; Berhe, A. A. & Silver, W. L. (2014) *Impacts of organic matter amendments on carbon and nitrogen dynamics in grassland soils*. Soil Biology and biochemistry 68 (52-61).
- Sahu, H.; Kumar, U.; Mariappan, S.; Mishra, A. P & Kumar, S. (2024) Impact of organic and inorganic farming on soil quality and crop productivity for agricultural fields: a comparative assessment. Environmental Challenges 15.
- Sainju, U. M. Singh, B. P. & Whitehead, W. F. (2002). *Long-term effects of tillage, cover crops, and nitrogen fertilization on organic carbon and nitrogen concentrations in sandy loam soils in Georgia, USA*. Soil and Tillage Research 63 (3-4) 167-179.
- Sanderman, J.; Creamer, C.; Baisden, W. T.; Farrell, M. & Fallon, S. (2017) *Greater soil carbon stocks and faster turnover rates with increasing agricultural productivity*. Soil 3: 1-16.
- Santos, R. V. (2019) *Efeito de mobilizações com tração animal nas propriedades físicas do solo*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 98 p.
- Santos, I. N. (2022) *Impacto do fogo controlado na estabilidade da agregação do solo em áreas de matos do Parque Natural de Montesinho, NE Portugal*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 57 p.
- Santos, J. A. C. E. (2022) *Estudo da quantidade e qualidade da matéria orgânica sob diferentes usos do solo*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 76 p.
- Schmidt, M. W. I.; Torn, M. S.; Abiven, S.; Dittmar, T.; Guggenberger, G.; Janssens, I. A.; Kleber, M.; Kögel-Knabner, J.; Lehmann, J.; Manning, D. A. C.; Nannipieri, P.; Passé, D. P.; Weiner, S. & Trumbore, S. E. (2011) *Persistence of soil organic matter as an ecosystem property*. Nature 478 (7367): 49-56.
- Scoriza, R. N.; Pereira, M. G.; Pereira, G. H. A.; Machado, D. L. & Silva, E. M. R. (2012) *Métodos para coleta e análise de serapilheira aplicados para ciclagem de nutrientes*. Série Técnica Floresta e Ambiente 2: 1-18.
- Scovazzi, T. (2021) *Do Protocolo de Kyoto ao Acordo de Paris*. Revista da Faculdade de Direito da UFMG, Belo Horizonte 78: 469-476.

- Scovronick, N.; Budolfson, M.; Dennig, F.; Errickson, F.; Fleurbaey, M.; Peng, W.; Socolow, R. H.; Spears, D. & Wagner, F. (2019) *The impact of human health co-benefit on evaluations of global climate policy*. Natural Communications 10: 2095.
- Seddaiu, G.; Porcu, G.; Ledda, L.; Roggero, P. P.; Agnelli, A. & Corti, G. (2013) *Soil organic matter content and composition as influenced by soil management in a semi-arid Mediterranean agro-silvo-pastoral system*. Agriculture, Ecosystems & Environment 167: 1-11.
- Sedjo, R. & Sohngen, B. (2012) *Carbon sequestration in forests and soils*. Annual Review of Resource Economics 4: 127-144.
- Silva, D. P. (2019) *Dinâmica temporal de armazenamento de carbono em áreas de mato queimadas com fogo controlado, NE Portugal*. Dissertação, Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Bragança, 70 p.
- Six, J.; Conant, R. T.; Paul, E. A. & Paustian, K. (2002) *Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils*. Plant Soil 241: 155-176.
- Six, J.; Bossuyt, H.; Degryze, S. & Deneff, K. (2004) *A history of research on the link between (Micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics*. Soil and Tillage Research 79 (1): 7-31.
- Skendžic, S.; Zovko, M.; Živković, I. P.; Lešić, V. & Lemić, D. (2021) *The impact of climate change on agricultural insect pests*. Insects 12 (5): 440.
- Smith, P. (2012) *Soils and climate change*. Current Opinion in Environmental Sustainability 4 (5): 539-544.
- Stolvoboy, V.; Montanarella, L.; Filippi, N.; Jones, A.; Gallego, J. & Grassi, G. (2007) *Soil sampling protocol to certify the changes of carbon stock in mineral soil of the European Union*. Version 2. EUR 21576 EN/2, 56. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Strahm, B. D.; Harrison, R. B.; Terry, T. A.; Harrington, T. B.; Adams, A. B. & Footen, P. W. (2009) *Changes in dissolved organic matter with depth suggest the potential for postharvest organic matter retention to increase subsurface soil carbon pools*. Forest Ecology and Management 258 (10): 2347-2352.

- Takai, K. (2019) *The nitrogen cycle: a large, fast and mystifying cycle*. *Microbes and Environments* 34 (3): 223-225.
- Topham, S.; Bazzanella, A.; Schiebahn, S.; Luhr, S.; Zhao, L.; Otto, A. & Stolten, D. (2014) *Carbon dioxide*. Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry, Alemanha.
- University Corporation of Atmospheric Research. (2006) *Carbon dioxide*. UCAR. Disponível em: <https://scied.ucar.edu/carbon-dioxide>. Acesso em: 19 out. 2023.
- University Corporation of Atmospheric Research. (2007) *Biogeochemical cycles*. UCAR. Disponível em: <https://scied.ucar.edu/learning-zone/earth-system/biogeochemical-cycles>. Acesso em: 19 mai. 2024.
- Viana, J. M. M. L. (2020) *Mobilização do solo – Manual do formador*. Secretaria Regional dos Recursos Naturais, Governo dos Açores, 76 pp. Disponível em: https://jovemagricultor.azores.gov.pt/Storage/News/62/Docs/DOC_14-08-2020_13-15-378711196.pdf. Acesso em: 23 de agosto de 2024.
- Vijayavenkataraman, S.; Iniyar, S. & Goic, R. (2012) *A review of climate change, mitigation and adaptation*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 16 (1): 878-897.
- Vinciguerra, T. C. (2024) *Efeitos da plantação de espécies autóctones nas propriedades físicas do solo e no armazenamento de carbono na Reserva da Faia Brava*. Dissertação, Instituto Politécnico de Bragança, Escola Superior Agrária, 74 p.
- Wallenstein, M. D.; Haddix, M. L.; Ayres, E.; Steltzer, H.; Magrini-Bair, K. A. & Paul, E. A. (2013) *Litter chemistry change more rapidly when decomposed at home but converges during decomposition-transformation*. *Soil Biology and Biochemistry* 57: 311-319.
- Wang, S.; Liang, X. & Luo, Q. (2012) *Fertilization increases paddy soil organic carbon density*. *Journal of Zhejiang University, Science B*. 13, 82 p.
- Wang, F.; Tong, Y. A.; Zhang, J. S.; Gao, P. C. & Coffie, J. N. (2013) *Effects of various organic materials on soil aggregate stability and soil microbiological properties on the Loess Plateau of China*. *Plant Soil Environment* 59 (4): 162-168.

- Wang, H.; Boutton, T. W.; Xu, W.; Hu, G.; Jiang, P. & Bai, E. (2015) *Quality of fresh organic matter affects priming of soil organic matter and substrate utilization patterns of microbes*. Scientific Reports 5: 10102.
- Waring, R. H., & Corrida, S. W. (2007) *Cycle Carbon*. Ecosistemas Florestais, Ed. 3.
- Watt, M. S. & Palmer, D. J. (2012) *Use of regression kriging to develop a carbon:nitrogen surface for New Zealand*. Geoderma 183-184: 49-57.
- Wojciech, P.; Ewa, B. & Jaroslaw, L. (2019) *Soil biochemical properties and stabilisation of soil organic matter in relation to deadwood of different species*. FEMS Microbiology Ecology, 95.
- Yudina, A. V.; Klyueva, V. V.; Romanenko, K. A. & Fomin, D. S. (2022) *Micro-within macro: how micro-aggregation shapes the soil pore space and water stability*. Geoderma, 425.
- Zaninovich, S. C.; Fontana, J. L. & Gatti, M. G. (2016) *Atlantic forest replacement by non-native tree plantations: comparing aboveground necromass between native forest and pine plantation ecosystem*. Forest Ecology and Management 363 (1): 39-46.
- Zhang, W.; Qiao, W.; Gao, D.; Dai, Y.; Deng, J.; Yang, G.; Han, X. & Ren, G. (2018) *Relationship between soil nutrient properties and biological activities along a restoration chronosequence of Pinus tabulaeformis plantation forests in the Ziwuling Mountains, China*. Catena 161: 85-95.