



Efeitos da plantação de espécies autóctones nas propriedades físicas do solo e no armazenamento de carbono na Reserva da Faia Brava

Taiana Cristina Vinciguerra

Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Tecnologia Ambiental no âmbito da dupla diplomação com a Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Orientado por

**Felícia Maria Silva Fonseca
João Carlos Martins de Azevedo
Denise Andréia Szymczak**

**Bragança
2024**

*Para minha estrela, Nona
Ilga.*

AGRADECIMENTOS

Aos pilares da minha trajetória, meus pais, Elisane Kunzler Vinciguerra e Sadi Vinciguerra, cujo apoio inabalável foi o alicerce que moldou quem sou, e nunca mediram esforços para tornar esse momento possível, e minhas irmãs, Ana Paula Vinciguerra e Tainara Gabrieli Vinciguerra, fontes inesgotáveis de alegria e cumplicidade. Cada passo que dei foi sustentado pelo apoio que sempre me deram, e cada conquista é também fruto do esforço e dedicação que compartilhamos.

Aos meus avós, Altino, Irini, Arlindo e Ilga (em memória) por quem tenho muito respeito e admiração, vocês são a base da nossa família. E à todos os meus tios, tias, primos e primas, em especial ao meu Tio Rogélio que sempre esteve disposto a ajudar em momentos de dificuldade.

À Professora Felícia Maria Silva Fonseca e ao Professor João Carlos Martins de Azevedo, mestres do conhecimento que iluminaram meu caminho no IPB, expresso minha profunda admiração.

À Professora Denise Andreia Szymczak, presença constante desde o início da caminhada na UTFPR até os dias atuais, agradeço por ser minha mentora e guia, moldando meu percurso acadêmico e inspirando meu crescimento.

Ao Instituto Politécnico de Bragança (IPB) e à Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) pela oportunidade de viver essa experiência, pelo ensino e pela infraestrutura disponibilizada. À todo o corpo docente, pelo ensino, pelos projetos e pelas pesquisas.

À equipe do Laboratório de Solos do IPB, em especial ao Israel que se dispôs a me auxiliar com o trabalho laboratorial, e à equipe da Associação Transumância e Natureza (ATN) pelo auxílio com o desenvolvimento dessa pesquisa.

À Bolsa de Iniciação à Investigação (BII) recebida no âmbito do projeto “UIDB/00690/2020, Centro de Investigação de Montanha” e financiada por fundos nacionais através da Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT)/Ministério da Ciência, Tecnologia e Ensino Superior.

Ao projeto “Estimativa de sequestro de carbono e do impacto das medidas de recuperação florestal e aconselhamento científico no quadro da implementação do projeto REACT-EU – Intervenções de Resiliência dos

Territórios face ao Risco – Combate à desertificação através da rearborização e de ações que promovam o aumento da fixação de carbono e de nutrientes no solo”, com financiamento da Associação Transumância e Natureza.

Aos amigos Nícolas e Guilherme, companheiros de curso e de aventuras em Portugal, agradeço por compartilharem risadas, desafios e memórias inesquecíveis em nossa jornada acadêmica e além.

À minha amiga Fernanda Barizon pelo suporte profissional, dedicação e companheirismo durante todo o período de estágio, pelos ensinamentos e pela amizade, você é uma grande inspiração em minha vida.

À minha amiga Dannaê Giehl Fantini pela amizade inestimável, por guiarme em momentos escuros e também por celebrar comigo as alegrias proporcionadas ao longo do caminho, você é luz em minha vida.

À minha amiga Gracieli Mapelli pelo incentivo, pela amizade inestimável e por todo o apoio durante a graduação e além, você é inspiração em força e carisma, tens um coração gigante.

Aos meus verdadeiros amigos, no Brasil e em Portugal, que enriqueceram minha vida com sua amizade e apoio, saibam que levarei cada risada, cada conselho e cada momento compartilhado em meu coração.

Por fim, agradeço a todos que compartilharam momentos e que contribuíram direta ou indiretamente para a caminhada até aqui. Meu sincero muito obrigada!

RESUMO

O solo desempenha um papel crucial na sustentação e manutenção dos serviços ecossistêmicos essenciais para a vida na Terra, sendo um sistema complexo em constante formação e transformação, representando o maior reservatório de carbono nos ecossistemas terrestres. Nesse contexto, a avaliação das propriedades físicas e químicas do solo é fundamental para compreender o seu estado de conservação e evolução. O presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos da plantação de espécies autóctones nas propriedades físicas do solo e no armazenamento de carbono na Reserva de Faia Brava, NE Portugal. As amostras de solo foram coletadas em sete parcelas (0, 1, 2, 3, 4, 6, 7), recentemente plantadas com espécies autóctones. Em cada parcela foram estabelecidos aleatoriamente oito pontos de amostragem, quatro na zona plantada (ZP) e quatro no solo original (SO), e colheram-se amostras nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm. Após a coleta, as amostras foram tratadas em laboratório e posteriormente foram realizadas análises de permeabilidade, densidade aparente, porosidade (macro e microporosidade), retenção de água (capacidade máxima para a água e capacidade de campo), estabilidade da agregação (classes de agregados de 0,25 e 0,40 mm) e armazenamento de carbono. A permeabilidade do solo manteve-se acima de 25 cm h^{-1} , sendo classificada como muito rápida nas duas situações (ZP e SO). A densidade aparente mostrou valores abaixo de $1,5 \text{ g cm}^{-3}$, tanto na ZP quanto no SO. A porosidade, a capacidade máxima para a água, a capacidade de campo e a estabilidade dos agregados da classe 0,25 mm apresentaram valores significativamente superiores no SO. Também o armazenamento de carbono foi superior no solo original, colocando em destaque os efeitos da mobilização do solo no aumento da mineralização da matéria orgânica. Globalmente, a instalação de espécies autóctones contribuiu para uma perda temporária da qualidade do solo.

Palavras-chave: Solos; Florestação e reflorestação; Atributos físicos; Armazenamento de carbono.

ABSTRACT

The soil plays a crucial role in supporting and maintaining ecosystem services essential for life on Earth, being a complex system in constant formation and transformation, representing the largest carbon reservoir in terrestrial ecosystems. In this context, the assessment of the physical and chemical properties of the soil is fundamental to understanding its conservation status and evolution. The present study aimed to evaluate the effects of planting native species on the physical properties of the soil and carbon storage in the Faia Brava Reserve, NE Portugal. Soil samples were collected in seven plots (0, 1, 2, 3, 4, 6, 7), recently planted with native species. In each plot, eight sampling points were established, four in the planted area (ZP) and four in the original soil (SO), and samples were collected at depths of 0-5, 5-10, and 10-20 cm. After collection, the samples were processed in the laboratory, and subsequent analyses were conducted on permeability, bulk density, porosity (macro and microporosity), water retention (maximum water-holding capacity and field capacity), aggregate stability (0,25 and 0,40mm aggregate classes), and carbon storage. Soil permeability remained above 25 cm h^{-1} , classified as very fast in both situations (ZP and SO). Bulk density values were below $1,5 \text{ g cm}^{-3}$ in both ZP and SO. Porosity, maximum water-holding capacity, field capacity, and stability of the 0,25 mm aggregate class showed significantly higher values in the SO. Carbon storage was also higher in the original soil, highlighting the effects of soil disturbance on increased organic matter mineralization. Overall, the establishment of native species contributed to a temporary loss of soil quality.

Keywords: Soils; Afforestation and reforestation; Physical attributes; Carbon storage.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	14
2. OBJETIVOS	16
2.1 OBJETIVO GERAL	16
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	16
3. REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1 FLORESTAÇÃO E REFLORESTAÇÃO	17
3.2 SOLOS.....	18
3.2.1 Formação e importância dos solos	18
3.2.2 Propriedades físicas do solo	19
3.2.3 Propriedades químicas do solo	22
3.3 CARBONO	23
3.3.1 Ciclo do Carbono	23
3.3.2 Estoque e sequestro de Carbono no solo	25
4. MATERIAL E MÉTODOS	28
4.1 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	28
4.1.1 Caracterização dos solos, geologia e geomorfologia.....	30
4.1.2 Caracterização da vegetação	31
4.1.3 Caracterização das plantações avaliadas	33
4.2 AMOSTRAGEM E AVALIAÇÕES DE CAMPO.....	34
4.3 ANÁLISES E AVALIAÇÕES LABORATORIAIS.....	35
4.3.1 Determinação da permeabilidade do solo	35
4.3.2 Determinação da porosidade do solo	39
4.3.3 Determinação da Capacidade de Campo e da Capacidade Máxima para Água.....	40
4.3.4 Determinação da densidade aparente do solo	40
4.3.5 Determinação da estabilidade de agregados do solo.....	41
4.3.6 Determinação da quantidade de carbono armazenado no solo.....	43
4.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	44
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	45
5.1 PERMEABILIDADE DO SOLO	45

5.2 POROSIDADE DO SOLO	47
5.3 CAPACIDADE MÁXIMA PARA A ÁGUA E CAPACIDADE DE CAMPO	51
5.4 DENSIDADE APARENTE DO SOLO	53
5.5 ESTABILIDADE DOS AGREGADOS DO SOLO.....	56
5.6 ARMAZENAMENTO DE CARBONO NO SOLO	62
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	66
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	67

SIGLAS E ABREVIATURAS

- A – Superfície da secção transversal
- APP – Área Protegida e Gestão Privada
- ATN – Associação Transumância e Natureza
- CC – Capacidade de campo
- CH₄ – Metano
- CMA – Capacidade máxima para água
- CO₂ – Dióxido de carbono
- COS – Carbono orgânico do solo
- CTC – Capacidade de troca catiónica
- Dap – Densidade aparente
- dH – Diferença de nível
- EA – Estabilidade dos agregados
- GEE – Gases de efeito estufa
- IBA – Área Importante para Aves
- K – Permeabilidade
- Ki – Permeabilidade inicial
- Kf – Permeabilidade final
- L – Comprimento
- ONGA – Organização Não Governamental de Ambiente
- P – Porosidade
- p – Massa volúmica da água
- ps – Massa volúmica aparente do solo
- SO – Solo original
- t – Tempo
- ZP – Zona plantada
- V – Volume

Índice de Figuras

Figura 1 – Representação das variações na cobertura pedológica relacionada à atuação dos fatores de formação do solo.	19
Figura 2 - Ciclo global do carbono.	24
Figura 3 - Localização da Reserva da Faia Brava, Distrito da Guarda, Portugal.	28
Figura 4 - Média de distribuição mensal da temperatura (mínima e máxima) e da precipitação no período de 1980 a 2012 na estação de Penhas Douradas, Distrito da Guarda.	29
Figura 5 - Aspecto da paisagem escarpada da APP Faia Brava.	30
Figura 6 - Formações vegetais com maior representatividade na reserva da Faia Brava (a – mata de sobreiro, b – azinhal, c – tamujal, d – giestais, e – zambujeiros e outras espécies xerófilas, f – gramíneas.)	32
Figura 7 - Localização das parcelas (plots) de estudo.	33
Figura 8 - Localização dos pontos de amostragem nas sete parcelas (plots) de estudo.	35
Figura 9 – Permeâmetro de circuito fechado e carga constante.	36
Figura 10 - Amostras de solo no permeâmetro.	37
Figura 11 - Crivos de malha 2 mm e 1 mm utilizados para a crivagem manual das amostras de solo.	41
Figura 12 – Estabilizador de agregados.	42
Figura 13 – Permeabilidade inicial ($K_{inicial}$) e final (K_{final}) na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para $K_{inicial}$ e K_{final} , letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	46
Figura 14 – Permeabilidade inicial ($K_{inicial}$) e final (K_{final}), na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para $K_{inicial}$ e K_{final} , letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	47
Figura 15 – Porosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	48

Figura 16 – Porosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	49
Figura 17 – Microporosidade e Macroporosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para a micro e macroporosidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	50
Figura 18 – Microporosidade e macroporosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para a micro e macroporosidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	51
Figura 19 – Capacidade máxima para água (CMA) e Capacidade de campo (CC) do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para a CMA e CC, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	52
Figura 20 – Capacidade máxima para água (CMA) e capacidade de campo (CC) do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para a CMA e CC, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	53
Figura 21 – Densidade aparente do solo nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), por parcela. Para a mesma profundidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	55
Figura 22 – Densidade aparente do solo nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para a mesma profundidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	56
Figura 23 – Estabilidade dos agregados das classes 0,40 e 0,25 mm nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela.	60
Figura 24 – Estabilidade dos agregados das classes 0,40 e 0,25 mm nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas.....	62

Figura 25 – Carbono armazenado no solo nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para cada profundidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$)..... 63

Figura 26 – Carbono total armazenado no solo na profundidade 0-20 cm (conjunto das profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm) no solo original e na zona plantada (ZP). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$)..... 65

Índice de Tabelas

Tabela 1 – Classificação da permeabilidade dos solos.	38
Tabela 2 – Estabilidade dos agregados da classe 0,25 mm (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm na zona plantada (ZP) e em solo original (SO), por parcela. Para cada parcela, letras diferentes representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).	58
Tabela 3 – Estabilidade dos agregados do solo da classe 0,40 mm (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm na zona plantada (ZP) e no solo original (SO), por parcela. Para cada parcela, letras diferentes representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).....	58
Tabela 4 – Estabilidade dps agregados das classes 0,40 e 0,25 mm (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm na zona plantada (ZP) e em solo original (SO), para o conjunto das sete parcelas. Para cada profundidade, letras diferentes representam diferenças significativas entre ZP e SO ($p < 0,05$).	61
Tabela 5 – Carbono armazenado no solo ($t\ ha^{-1}$) (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP). Para a mesma profundidade, letras diferentes representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).....	64

1. INTRODUÇÃO

O solo desempenha um papel fundamental na realização e manutenção de serviços ecossistêmicos necessários para a permanência da vida na Terra. É um sistema complexo que se encontra em constante processo de formação, manutenção e renovação, apresentando como principais funções a regulação do clima, a ciclagem de nutrientes, habitat para os organismos vivos, base para infraestruturas humanas, fornecimento de recursos genéticos e minerais, principal meio de desenvolvimento para a produção vegetal, atua como reservatório de água, degradação de contaminantes e sequestro de carbono (Lepsch, 2010; FAO, 2021).

A avaliação das propriedades físicas do solo é essencial para compreender o seu estado de conservação, e para isso, mais comumente consideram-se aspectos como o teor de humidade do solo, densidade aparente, textura, porosidade, permeabilidade e estabilidade dos agregados (Luo et al., 2015; Bradford et al., 2016). O entendimento das alterações provocadas por diferentes práticas de manejo do solo é fundamental, e, nesse contexto, o acompanhamento das propriedades físicas do solo fornece a compreensão sobre a saúde e a capacidade produtiva do solo ao longo do tempo (Sales et al., 2015; Silva et al.; 2021).

A degradação dos solos, seja por consequência das intensas atividades antrópicas ou ainda devido a fatores naturais, como incêndios florestais por exemplo, conduz à perda de nutrientes, de biodiversidade e do estoque de carbono do solo. Nesse contexto, a manutenção da qualidade do solo através da melhoria das técnicas de manejo e dos usos do solo, que podem ser impulsionados por projetos de florestação e reflorestação, podem ser traduzidas em um importante mecanismo para o sequestro de carbono pelo solo e na minimização dos efeitos das mudanças climáticas (Barreto et al., 2009; FAO, 2021). De acordo com Carvalho (2018) a conservação e preservação da natureza e seus recursos naturais contribui para a retenção de carbono nas estruturas das plantas e no solo.

No estudo realizado por Fonseca et al. (2012), onde foi quantificado o carbono armazenado na biomassa vegetal, na serrapilheira e no solo para três espécies arbustivas dominantes no Parque Natural de Montesinho, Nordeste de

Portugal, concluíram que as comunidades arbustivas apresentam uma relevante contribuição para o reservatório terrestre de carbono, acumulando mais de 80% do carbono no solo. Carvalho (2018) estudando o impacto da substituição de espécies florestais climáticas, após 30 anos de implantação, no armazenamento de carbono nos horizontes orgânicos e minerais do solo, na Serra da Nogueira, Nordeste de Portugal, observou ganhos de carbono nos horizontes orgânicos do solo, concluindo que o solo e a biomassa das espécies florestais são grandes sumidouros de carbono.

A interação dinâmica entre o solo, a vegetação e a atmosfera, destaca a importância dos solos no sequestro e liberação de carbono. As atividades antrópicas têm impacto direto nos compartimentos de carbono, influenciando sua distribuição e fluxos. Nos sistemas florestais, o carbono armazenado no solo depende das entradas, predominantemente provenientes da produção primária das plantas, e das saídas, que incluem processos como a respiração microbiana, decomposição de resíduos orgânicos e erosão (Bompastor et al., 2009; Silva, 2019). Assim, a preservação da qualidade do solo não apenas sustenta a saúde dos ecossistemas, mas também desempenha um papel crucial no sequestro e armazenamento de carbono, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas e a manutenção da biodiversidade.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar os efeitos da plantação de espécies autóctones nas propriedades físicas do solo e no armazenamento de carbono na Reserva da Faia Brava, Nordeste de Portugal.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar o efeito das perturbações realizadas ao nível do solo, para a arborização com espécies autóctones, nas propriedades físicas do solo, nomeadamente permeabilidade, densidade aparente, porosidade, retenção de água e estabilidade da agregação;
- Analisar os efeitos produzidos no armazenamento do carbono no solo, uma vez que o solo é o principal reservatório de carbono nos ecossistemas terrestres.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Florestação e Reflorestação

De acordo com o Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (ICNF) o processo de florestação pode ser definido como a alteração das classes de uso do solo não florestal para uso do solo florestal (ICNF, 2019). No último inventário florestal realizado no país, concluiu-se que os espaços ocupados por florestas, matos e terrenos improdutivo em Portugal correspondem a 69% do território nacional continental. A floresta, que inclui os terrenos arborizados e temporariamente desarborizados, devido à existência de superfícies cortadas, áreas aridas e em regeneração, corresponde ao principal uso do solo nacional, representando 36% da área total (ICNF, 2015).

No setor florestal, a realização de projetos de florestação e reflorestação e a implantação dos mesmos traduz um importante mecanismo para remover o carbono da atmosfera por meio do crescimento das árvores. O corte das árvores leva à liberação parcial de carbono na atmosfera, no entanto, o plantio de novas árvores e o crescimento delas absorve o carbono novamente, contribuindo para a sua remoção natural da atmosfera, através do processo da fotossíntese. Portanto, as florestas plantadas funcionam como sumidouros de carbono, graças à capacidade de sequestro desse componente (Júnior, 2003; Sil, 2014; Fonseca et al., 2019).

De acordo com Fonseca et al. (2011) em regiões de clima mediterrâneo, o florestamento é condicionado principalmente pela baixa disponibilidade de água e nutrientes no solo. Os programas de florestação e reflorestação em Portugal devem, necessariamente, levar em conta essas restrições impostas pelas condições de solo e clima que predominam em grande parte do território nacional. Além disso, ao estabelecer povoamentos florestais de maneira adequada, é possível obter maior produtividade e minimizar os impactos adversos sobre o solo e o meio ambiente (Bocio et al., 2004; Fonseca et al., 2011; Sil, 2014).

As florestas nacionais são maioritariamente constituídas por espécies florestais autóctones (72%), destacando-se os carvalhos (incluindo sobreiro e azinheira, cerca de 36% do total) e os pinheiros (cerca de 30%). Os eucaliptais ocupam 26% da superfície florestal e a restante área é distribuída por espécies

de menor expressão (incluindo castanheiros, alfarrobeira, acácias, medronheiro, choupos, espécies ribeirinhas e outras resinosas) (ICNF, 2016).

3.2 Solos

3.2.1 Formação e importância dos solos

A formação do solo é um processo complexo resultante de processos pedológicos e geomorfológicos, desencadeados a partir de interações entre fatores bióticos e abióticos que atuam de forma integrada (Lima et al., 2008; Tabalipa e Fiori, 2012). A exposição das rochas associada à ação direta dos elementos atmosféricos e do ambiente, dá origem à formação dos solos. Os fatores clássicos na formação do solo são a rocha mãe, o clima, os organismos, o relevo e o tempo (Figura 1), que atuam de forma conjunta. Esses elementos desencadeiam processos de modificação na composição química e física dos minerais, conhecidos como intemperismo, até se tornar efetivamente solo (Lima et al., 2008; Lepsch, 2010).

Os fatores e processos envolvidos na formação do solo resultam em sua estrutura trifásica, constituída por partículas sólidas, líquidas e gasosas. As partículas sólidas são representadas por matéria orgânica e mineral, as líquidas consistem em íões dissolvidos e água, e as partículas gasosas consistem basicamente na atmosfera do solo (Reinert & Reichert, 2006).

A fração sólida do solo é composta por substâncias minerais e orgânicas com diferentes tamanhos e composição. De acordo com Reinert e Reichert (2006) as partículas minerais com diâmetro superior a 2 mm, chamadas de elementos grosseiros, possuem uma reatividade limitada, retendo menos água e nutrientes no solo, enquanto as partículas menores, chamadas de terra fina (dimensões ≤ 2 mm), possuem maior capacidade de retenção de nutrientes e água. As partículas de terra fina são compostas por três componentes: areia, silte e argila, cujas proporções variam de acordo com a formação do solo. A fração argila apresenta elevada atividade química no solo.

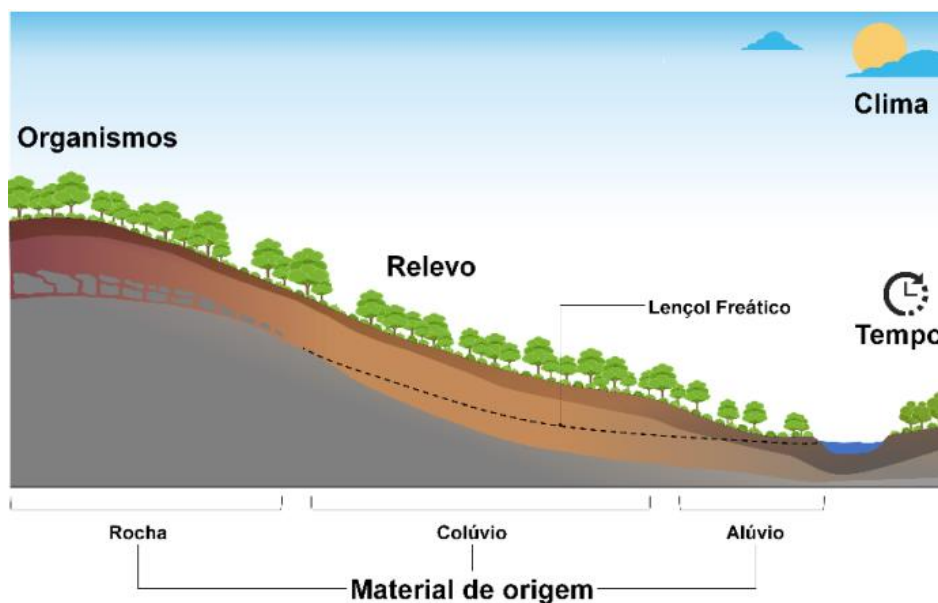


Figura 1 – Representação das variações na cobertura pedológica relacionada à atuação dos fatores de formação do solo.

Fonte: Adaptado de Pereira et al. (2019).

O solo oferece um ambiente favorável para o crescimento das plantas, atuando como um escudo contra variações extremas de temperatura, desempenhando um papel crucial na proteção das sementes e, acima de tudo, das raízes das plantas. As raízes são responsáveis por extrair água e nutrientes do solo ao mesmo tempo que consomem oxigênio (Lepsch, 2010; FAO, 2021). Além de apresentar elevada importância para o crescimento e desenvolvimento da vegetação, o solo exerce outras funções de grande relevância para os ciclos biogeoquímicos, como o controle e subdivisão do fluxo de água no ambiente, o armazenamento e estabelecimento da ciclagem de elementos químicos na biosfera e a participação como acumulador e amortecedor, agindo na redução e degradação de possíveis poluentes no ambiente (Sampaio, 2011; Santos, 2022).

3.2.2 Propriedades físicas do solo

As propriedades físicas do solo mais comumente avaliadas são o teor de umidade do solo, densidade aparente, textura, porosidade, permeabilidade e estabilidade dos agregados. A textura do solo está relacionada com a proporção de areia (2-0,02 mm), silte (0,02-0,002 mm) e argila (< 0,002 mm) em sua composição. Quando predomina a areia, os solos apresentam texturas mais grosseiras, enquanto o predomínio de argila resulta em texturas mais finas. A textura desempenha um papel fundamental na qualidade do solo, influenciando

a sua capacidade de reter água, nutrientes e as interações com a atmosfera através de trocas gasosas. Os processos erosivos podem afetar a textura do solo, pois as partículas de menores dimensões (argila) são mais facilmente removidas e transportadas do que as de maiores dimensões (areia) (Fonseca, 2005; Reinert e Reichert, 2006).

Os arranjos que as partículas de areia, silte e argila tomam no solo associadas à matéria orgânica ali presente denomina-se estrutura, e a junção dessas partículas denomina-se agregados (Pereira e Arrobas, 2010). De acordo com Pádua et al. (2015), o tamanho dos agregados exerce uma influência significativa na porosidade do solo, sendo que os solos que contêm uma quantidade substancial de macroagregados (agregados com dimensões superiores a 0,25 mm) tendem a possuir poros de maior dimensão, resultando numa maior capacidade de aeração. Em contraste, os microagregados (agregados com dimensões inferiores a 0,25 mm) tendem a ser os agregados predominantes em solos compactados, com presença de poucos ou raros macroporos, o que dificulta a movimentação da água, do ar e pode prejudicar o crescimento radicular.

A estabilidade da agregação refere-se à capacidade do solo resistir à desintegração diante de forças internas, como a compressão de ar e processos de expansão/contração que têm potencial de romper os agregados, ou de forças externas, como a utilização de maquinários agrícolas, a compactação causada pelo pisoteio de animais e a ação da água da chuva (Reinert e Reichert, 2006). A estrutura dos agregados pode interferir positiva ou negativamente no solo, impactando diretamente na capacidade de aeração, na retenção de umidade e na resistência à penetração das raízes, e através de efeitos indiretos quanto a fertilidade do solo, desempenhando um papel essencial na disponibilidade de nutrientes para as plantas (Pereira e Arrobas, 2010; Pádua et al., 2015; Santos, 2022).

De acordo com Fonseca et al. (2017) a baixa estabilidade propicia a quebra dos agregados, resultando na diminuição da porosidade e permeabilidade do solo, e conseqüentemente, dificultando a infiltração de água e aumentando o escoamento superficial e a perda de solo. No entanto, nos agregados mais estáveis o rompimento e a separação de partículas são minimizados, impactando positivamente propriedades físicas do solo, como a

densidade aparente, a porosidade e a permeabilidade (Guerra, 2010; Freitas, 2018).

A densidade aparente do solo consiste na relação entre a massa do solo seco a 105°C por unidade de volume, descrevendo o grau de proximidade entre as partículas (Pereira e Arrobas, 2010). A densidade está diretamente associada ao nível de compactação do solo, sendo influenciada pela quantidade de matéria orgânica presente no mesmo. A presença de matéria orgânica e a maior estabilidade da agregação na camada superficial do solo, normalmente, contribuem para valores mais baixos da densidade aparente nessa camada. Em contrapartida, a densidade do solo aumenta com a redução da porosidade, resultando numa diminuição da capacidade de retenção de água e de arejamento do solo (Fonseca, 1997; Pereira e Arrobas, 2010; Loução, 2017; Pereira, 2018).

A porosidade do solo refere-se à relação entre o volume total de solo e a porção que não contém partículas sólidas (Netto, 1995; Reinert e Reichert, 2006). De acordo com Pereira e Arrobas (2010), a textura e a estrutura do solo estão intimamente ligadas ao tamanho, quantidade e distribuição dos poros, que por sua vez afetam a circulação do ar, água e nutrientes no solo. A porosidade compreende dois tipos de poros: macroporos (diâmetro $\geq 0,05$ mm) e microporos (diâmetro $< 0,05$ mm). Os macroporos estão geralmente preenchidos com ar, facilitando a livre movimentação da água e de nutrientes pelo solo. Em contraste, os microporos são pequenos espaços que retêm água e nutrientes dissolvidos após a drenagem do excesso de água, que é removida dos macroporos (Pereira e Arrobas, 2010).

A permeabilidade pode ser descrita como a capacidade do solo para permitir a passagem da água em condições específicas de temperatura e viscosidade, estando diretamente relacionada à porosidade do solo (Netto, 1995). Schaetzl e Thompson (2015) destacam que os solos com alta concentração de areia tendem a apresentar permeabilidade mais elevada, devido à presença de poros de maior tamanho, enquanto solos argilosos geralmente apresentam uma permeabilidade mais baixa devido aos poros de menor dimensão.

3.2.3 Propriedades químicas do solo

As propriedades químicas do solo podem ser avaliadas a partir de uma série de indicadores, que podem variar de acordo com os objetivos de cada pesquisa. Dentre esses indicadores estão o nível de acidez (pH), matéria orgânica, salinidade, capacidade de troca catiónica (CTC), disponibilidade de nutrientes (nitrogênio, carbono, fósforo, potássio, enxofre, outros), presença de metais pesados e contaminantes (Nortcliff, 2002; Pereira, 2019).

A capacidade de troca catiónica é a capacidade que o solo possui em reter ou armazenar nutrientes carregados positivamente. Partículas de menores dimensões, como a argila e a matéria orgânica, formam complexos argilo-húmicos que atraem nutrientes catiões para a sua superfície, resultando numa maior manutenção de nutrientes no solo e conseqüente aumento de fertilidade (Pereira e Arrobas, 2010). Geralmente, as propriedades químicas do solo estão associadas a ligações químicas do carbono orgânico com partículas minerais, exercendo uma influência direta nos processos microbiológicos e na disponibilidade de nutrientes no solo. As características do solo que sofrem influência da sua composição química podem ser agrupadas em várias categorias, tais como as relações solo-planta, a qualidade da água, a capacidade de tamponamento, a mobilidade de contaminantes, a disponibilidade de nutrientes e a disponibilidade de água para os organismos vivos (Six et al., 2002; Pereira, 2019).

A matéria orgânica decomposta atua como uma substância adesiva que retém as partículas minerais no solo, promovendo a formação de agregados e contribuindo para a estrutura do solo. Esse processo cria espaços porosos que facilitam a passagem e movimentação da água e do ar. Além disso, desempenha um papel crucial na constituição dos solos, influenciando diretamente a produtividade e sustentabilidade de ecossistemas, funcionando como um reservatório de nutrientes essenciais para as plantas, ampliando a capacidade de troca catiônica e agindo como um agente fixador de micronutrientes (Neary et al., 2005; Fernandes et al., 2009; Piovesan, 2021).

3.3 Carbono

O carbono é um elemento onipresente na natureza e desempenha um papel fundamental na química da vida e na regulação do clima global (Barreto et al., 2009; Barbosa et al., 2013). Ele encontra-se armazenado em cinco grandes compartimentos: as reservas geológicas, os oceanos, a atmosfera, os solos e a biomassa vegetal (Aceñolaza et al., 2007). Dentre essas grandes reservas, o oceano, os solos e a vegetação fazem trocas de carbono ativamente com a atmosfera, compondo assim o ciclo biogeoquímico do carbono.

De acordo com Merino (2009) o carbono encontra-se majoritariamente nos oceanos, tendo um representativo de cerca de 38000 Pg de carbono armazenados no mesmo. As reservas geológicas representam a segunda maior retenção de carbono, com aproximadamente 5000 Pg, que em sua maior parte estão acumulados em forma de carvão. Por sua vez, os solos representam a terceira maior reserva de carbono mundial, onde estão retidos cerca de 2300 Pg presentes na matéria orgânica e em compostos inorgânicos, como os carbonatos.

Silva (2019) destaca que os compartimentos estão ligados entre si e as atividades antrópicas possuem um efeito direto sobre eles, influenciando em sua distribuição e seus fluxos de carbono. Nos sistemas florestais o carbono armazenado depende das entradas, que ocorrem essencialmente através da produção primária das plantas, e das saídas, que ocorrem através da respiração microbiana, decomposição de resíduos orgânicos e erosão, influenciadas principalmente pelas atividades de mobilização do solo (Bompastor et al., 2009; Silva, 2019).

3.3.1 Ciclo do Carbono

O ciclo do carbono é semelhante a qualquer ciclo biogeoquímico, possuindo fluxos, processos e reservatórios que são influenciados diretamente pelos fatores externos e conseqüentemente fazem com que o ciclo aconteça (Figura 2). Os processos retiram o carbono de um determinado reservatório, integram-no em reações e compostos de outros reservatórios e, posteriormente, incorporam-no novamente no seu reservatório de origem (Pacheco e Helene, 1990). Dessa forma, o carbono circula através de seus estoques, e essa

circulação pode ocorrer em diferentes velocidades, sendo que mudanças nesse ciclo e na rapidez com que ocorrem podem ter impactos na Terra, como o potencial aumento da temperatura (Riebeek, 2011).

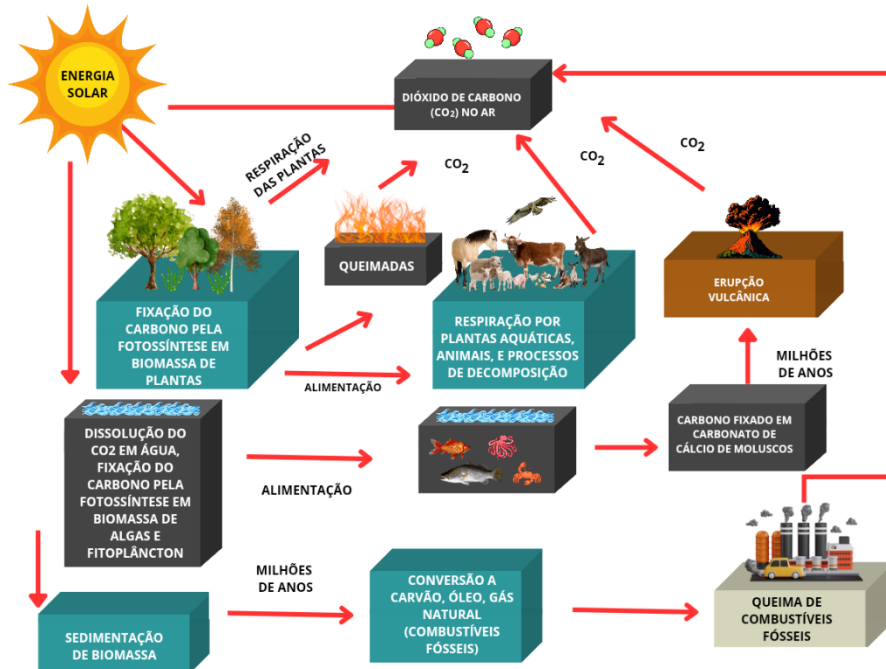


Figura 2 - Ciclo global do carbono.
Fonte: Adaptado de Larcher (2000).

De acordo com Pacheco e Helene (1990), os processos fundamentais que facilitam as interações entre a biosfera terrestre e a atmosfera incluem a fotossíntese, que absorve o carbono, e a respiração, que o libera novamente. Durante os períodos de maior atividade vegetal, ocorre uma absorção significativa de carbono, enquanto em períodos mais frios, onde ocorre menor atividade microbiana e vegetal, a quantidade de carbono liberada é conseqüentemente menor (Pacheco e Helene, 1990; Patrício, 2018).

As ações humanas afetam o ciclo biogeoquímico do carbono, sendo a queima de combustíveis fósseis e as mudanças no uso da terra as mais preponderantes. Se as concentrações de CO₂ não experimentassem um aumento e permanecessem em níveis normais, o equilíbrio natural entre os reservatórios de carbono se manteria, permitindo a contínua troca entre a biosfera terrestre e os oceanos por meio da atmosfera (Pacheco e Helene, 1990). Entretanto, o aumento na concentração de CO₂ na atmosfera ocorre

essencialmente devido ao déficit de absorção, tornando o balanço negativo e gerando o acúmulo de CO₂ na atmosfera (Watson et al., 2000).

Riebeek (2011) destaca que as mudanças nas concentrações de carbono na atmosfera também são decorrentes das alterações no uso da terra. Em locais onde houve a exploração até à exaustão com posterior abandono, favoreceu a regeneração de florestas, que por sua vez, apresentam maior capacidade de armazenamento de carbono.

A decomposição de resíduos orgânicos desempenha um papel fundamental na reciclagem do carbono, parcialmente devolvendo-o à atmosfera na forma de CO₂. Além disso, outros elementos essenciais, como nitrogênio, fósforo, enxofre e micronutrientes, são liberados no solo durante esse processo, tornando-os disponíveis para serem absorvidos pelas plantas. O fluxo de CO₂ proveniente da atividade dos organismos presentes no solo e da rizosfera é denominado respiração do solo, mais especificamente respiração microbiana ou basal, representando o segundo maior aporte de carbono terrestre para a atmosfera (Raich e Potter, 1995). A respiração do solo exhibe variações sazonais, sendo influenciada por fatores ambientais como temperatura, umidade, teor de nutrientes e concentração de oxigênio no solo. Dessa forma, mudanças climáticas, especialmente o aumento da temperatura e alterações nos padrões de chuvas, têm um impacto direto sobre esse processo (Lefèvre et al., 2017).

A perda de biodiversidade, abrangendo desde a vegetação até à fauna do solo (micro, meso e macrofauna), repercute-se em múltiplas funções ecossistêmicas, tais como a decomposição do carbono orgânico do solo (COS) e os processos de retenção e ciclagem de nutrientes (FAO/ITPS, 2018). Práticas inadequadas de manejo e uso da terra, associadas a mudanças ambientais, podem ter impactos globais nas comunidades subterrâneas, resultando no declínio da biodiversidade do solo e comprometendo os benefícios associados a esses ecossistemas (Resck et al., 2008; Wall et al., 2015; Patrício, 2018; Dôres, 2020).

3.3.2 Estoque e sequestro de Carbono no solo

As atividades antrópicas no solo podem transformá-lo em um local que absorve ou libera gases de efeito estufa (GEE), como CO₂ e CH₄. O aumento da

concentração de GEE na atmosfera tende a aumentar a retenção da radiação térmica, que por sua vez contribui para o aquecimento global, designado de efeito estufa. Porém, os solos possuem um enorme potencial de armazenamento desses gases, principalmente o carbono, no processo conhecido como sequestro de carbono no solo. Nesse processo, quando em condições aeróbicas, as bactérias metanotróficas proliferam e utilizam o metano como fonte de carbono, oxidando o metano (metanotrofia) (Lefèvre et al., 2017).

O sequestro do carbono orgânico do solo (COS) é o processo pelo qual o carbono presente na atmosfera é capturado e retido por meio das plantas ou dos resíduos orgânicos que são depositados no solo, ocorrendo essencialmente em três principais etapas. Primeiramente, ocorre a absorção do CO₂ da atmosfera pelas plantas durante o processo de fotossíntese. Em seguida, o CO₂ capturado é transferido para a biomassa das plantas, onde é armazenado temporariamente. O carbono presente na biomassa vegetal é transferido para o solo, onde se acumula na forma de carbono orgânico (COS) na fração mais suscetível à decomposição. Essa fração abrange resíduos orgânicos recentemente incorporados e pode ser prontamente decomposta pelos microorganismos presentes no solo, resultando na liberação de CO₂ para a atmosfera (Lefèvre et al., 2017; Dôres, 2020).

O carbono pode ser fixado no solo por três mecanismos distintos: físico, químico ou bioquímico. Esses processos de fixação dependem de uma série de fatores abióticos, bióticos e de manejo do solo, determinando a eficiência da estabilização do carbono no solo (Dôres, 2020). Rumpel et al. (2012) afirma que a dinâmica do ciclo do carbono e o processo de sequestro de carbono tendem a ser mais ativos nas camadas superficiais do solo, mas, por outro lado, nas camadas mais profundas o carbono apresenta-se em estado mais estável e possui uma taxa de renovação mais lenta.

Quando as perdas de carbono do solo não podem ser completamente explicadas pelas características físicas do solo, surge a hipótese de que a estabilidade do carbono orgânico ali presente está diretamente ligada à atividade e diversidade dos organismos presentes no solo. À medida que a diversidade microbiana do solo diminui, especialmente devido ao manejo inadequado e às ações humanas, torna-se fundamental o entendimento das relações entre essa biodiversidade e o ciclo do carbono. Assim, fica perceptível que a perda de

diversidade microbiana, causada pela constante perturbação do ecossistema, pode afetar os processos globais relacionados ao estoque de carbono no solo (Graaff et al., 2015; Gardi e Jeffery, 2018; Dôres, 2020).

Dôres (2020) ressalta que o estoque de carbono no solo não depende apenas da quantidade de carbono presente, mas também está relacionado com o teor de elementos grosseiros (partículas com dimensões superiores a 2 mm) e a densidade aparente do solo. Além disso, o carbono orgânico desempenha um papel importante na resistência do solo, influenciando a formação e estabilização dos agregados do solo.

A liberação de CO₂ para a atmosfera ocorre, nos solos, devido à decomposição ou oxidação da matéria orgânica do solo. Esse fluxo de CO₂ liberado para a atmosfera, proveniente da atividade dos organismos do solo e da rizosfera, é conhecido como respiração do solo, ou respiração microbiana basal. A taxa de respiração do solo varia sazonalmente e é influenciada por fatores ambientais como temperatura, umidade, teor de nutrientes e concentração de oxigênio presentes no solo. Como resultado, as mudanças climáticas, especialmente o aumento de temperatura e as mudanças no regime de chuvas, têm um impacto direto sobre a respiração do solo (Raich e Potter, 1995; Lefèvre et al., 2017).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Localização e caracterização da área de estudo

O presente estudo decorreu na Reserva da Faia Brava, localizada no Vale do Côa, Nordeste de Portugal, na faixa fronteiriça do Distrito da Guarda, entre a cordilheira da Serra da Marofa e o manto de Vinhais do Douro, abrangendo áreas nos concelhos de Figueira de Castelo Rodrigo e Pinhel (40°56'05" N, 7°04'51" W) (Figura 3).

A Reserva da Faia Brava tem uma área de 616 hectares de extensão territorial e dentro dessa extensão, 214,7 ha correspondem à área protegida e gestão privada (APP), que foi reconhecida pelo Decreto de Lei nº 142/2008, de 24 de junho e da Portaria nº 1181/2009, de 7 de outubro como a primeira APP do país. Situa-se dentro da Zona de Proteção Especial do Vale do Côa (PTZPE0039; decreto de Lei nº 384-B/99, de 23 de setembro; Decreto Lei 49/2005, de 24 de fevereiro), da Área Importante para Aves – IBA Vale do Côa (PT006, *Birdlife Internacional*) e do Parque Arqueológico do Vale do Côa (decreto de Lei nº 11/97, de 14 de maio).

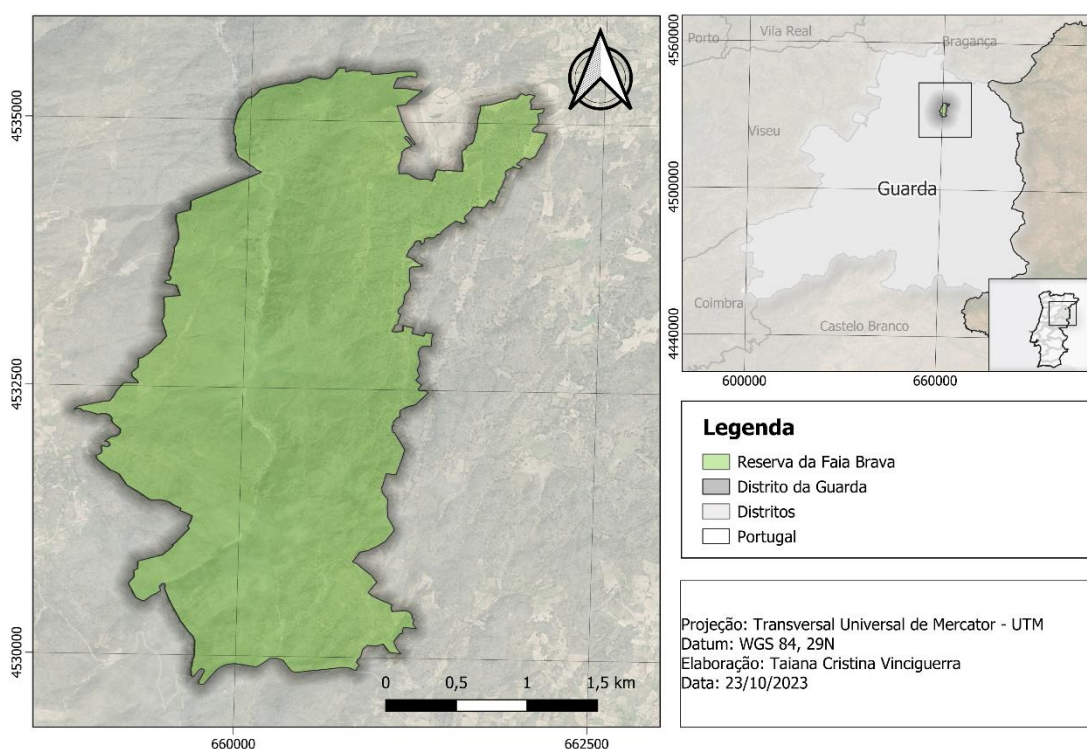


Figura 3 - Localização da Reserva da Faia Brava, Distrito da Guarda, Portugal.

A reserva é gerida pela Associação Transumância e Natureza (ATN), uma Organização Não Governamental de Ambiente (ONGA), com sede em Figueira de Castelo Rodrigo, Distrito da Guarda. A Associação conta com uma equipe técnica de 10 profissionais, sendo constituída por biólogos, trabalhadores florestais e administradores.

O clima da região é continental seco, com verões quentes e secos e invernos frios com ocasionais quedas de neve. Trata-se de um clima de temperaturas agrestes, caracterizado por apresentar grandes amplitudes térmicas e baixa pluviosidade média anual. Em decorrência dessas características, segundo Köppen-Geiger, a região onde a Reserva da Faia Brava se insere apresenta um clima Csb (Peel et al., 2007). De acordo com o Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) a média anual da temperatura na região da Reserva é de 13,7°C, sendo a média da temperatura máxima de 23,9°C e a média da temperatura mínima de 5,9°C. A precipitação média anual é cerca de 650 mm, sendo registrada a maior concentração no mês de fevereiro e a mínima concentração em julho. Entre os meses de junho a setembro a quantidade de precipitação na região é muito baixa (Figura 4).

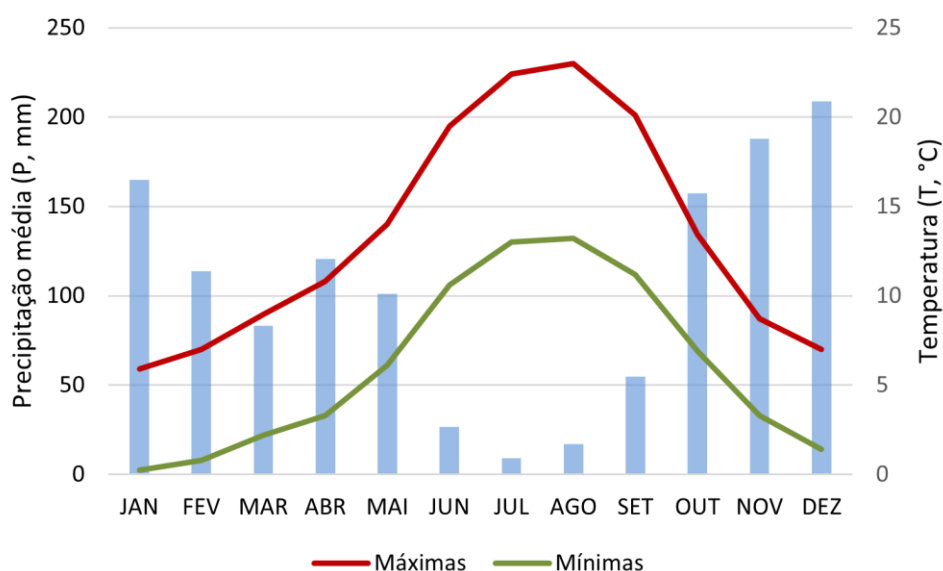


Figura 4 - Média de distribuição mensal da temperatura (mínima e máxima) e da precipitação no período de 1980 a 2012 na estação de Penhas Douradas, Distrito da Guarda.
Fonte: Adaptado de IPMA, 2023.

4.1.1 Caracterização dos solos, geologia e geomorfologia

A região onde está localizada a Reserva da Faia Brava assenta num planalto granítico e a paisagem dominante, ao longo de uma extensão de 5 km, corresponde a um vale escarpado resultante do desgaste erosivo do Rio Côa (Figura 5). Em termos de litologia, ocorre a predominância de rochas graníticas porfíroides de grão médio.



Figura 5 - Aspecto da paisagem escarpada da APP Faia Brava.
Fonte: Associação Transumância e Natureza, 2010.

O relevo e as características do material originário do solo, associadas às condições climáticas de baixa precipitação anual e de contrastantes térmicos, determinam a predominância de solos rasos e pobres na Reserva. Devido a estas condições, a cobertura vegetal é pouco densa e a meteorização é pouco intensa, devido à baixa proporção de água de infiltração e a uma acentuada erosão. Estas condições naturais originam uma dominância de solos muito delgados, com predomínio dos Leptossolos (Afonso e Arrobas, 2009; ATN, 2010).

Os Leptossolos são solos jovens ou incipientes, delgados (espessura inferior a 30 cm) e sem horizontes nitidamente diferenciados, característicos de zonas com declive acentuado e suscetíveis a um elevado risco de erosão.

Apresentam pedregosidade elevada ou muito elevada e representam o grupo de solos mais degradado na região Nordeste de Portugal (Afonso e Arrobas, 2009; Figueiredo et al., 2015).

4.1.2 Caracterização da vegetação

A composição da vegetação da Reserva da Faia Brava (Figura 6), associa-se essencialmente ao gradiente de altitude, com características fortemente mediterrâneas. As formações de vegetação comumente encontradas na região são: matas de azinhais (carvalhal perenifolia dominado por *Quercus rotundifolia*); matas de sobreiro e azinheira (com presença de *Quercus faginea* e *Celtis australis*); mata perenifolia dominada por *Olea europaea* var. *sylvestris*, com *Quercus rotundifolia*; Tamujal (matos ripícolas de *Securinega tinctoria*; formações rupícolas (*Pistacia terebinthus*, *Rhamnus lycioides*, *Phillyrea angustifolia*, *Arbutus unedo*, *Acer monspessulanum*, *Juniperus oxycedrus*) (ATN, 2010).

As ações antrópicas na região da reserva geraram alterações consideráveis na formação da vegetação, sendo identificadas com maior proximidade do estágio de clímax apenas nas formações rochosas escarpadas. As estruturas degradadas sucessionais que constituem a maior parte da área territorial da reserva podem ser descritas como: matos (Giestais - *Cytisus multiflorus*); formações sub-estépicas de gramíneas e de anuais (zonas profundamente degradadas pelo uso frequente do fogo e pastoreio); silvados (formações com domínio de *Rubus ulmifolius*, *Clamatis campanifera* e *Rosa canina*); matagais perenifolios de *Juniperus oxycedrus*, *Pistacia terebinthus*, *Rhamnus lycioides*, *Phillyrea angustifolia* e *Arbutus unedo*; matagais estevais de *Cistus salvifolius*; matos baixos de *Lavandula pedunculata* subsp. *sampaiana*; matos baixos de *Asparagus acutifolius* e *Asparagus albus* (ATN, 2010).

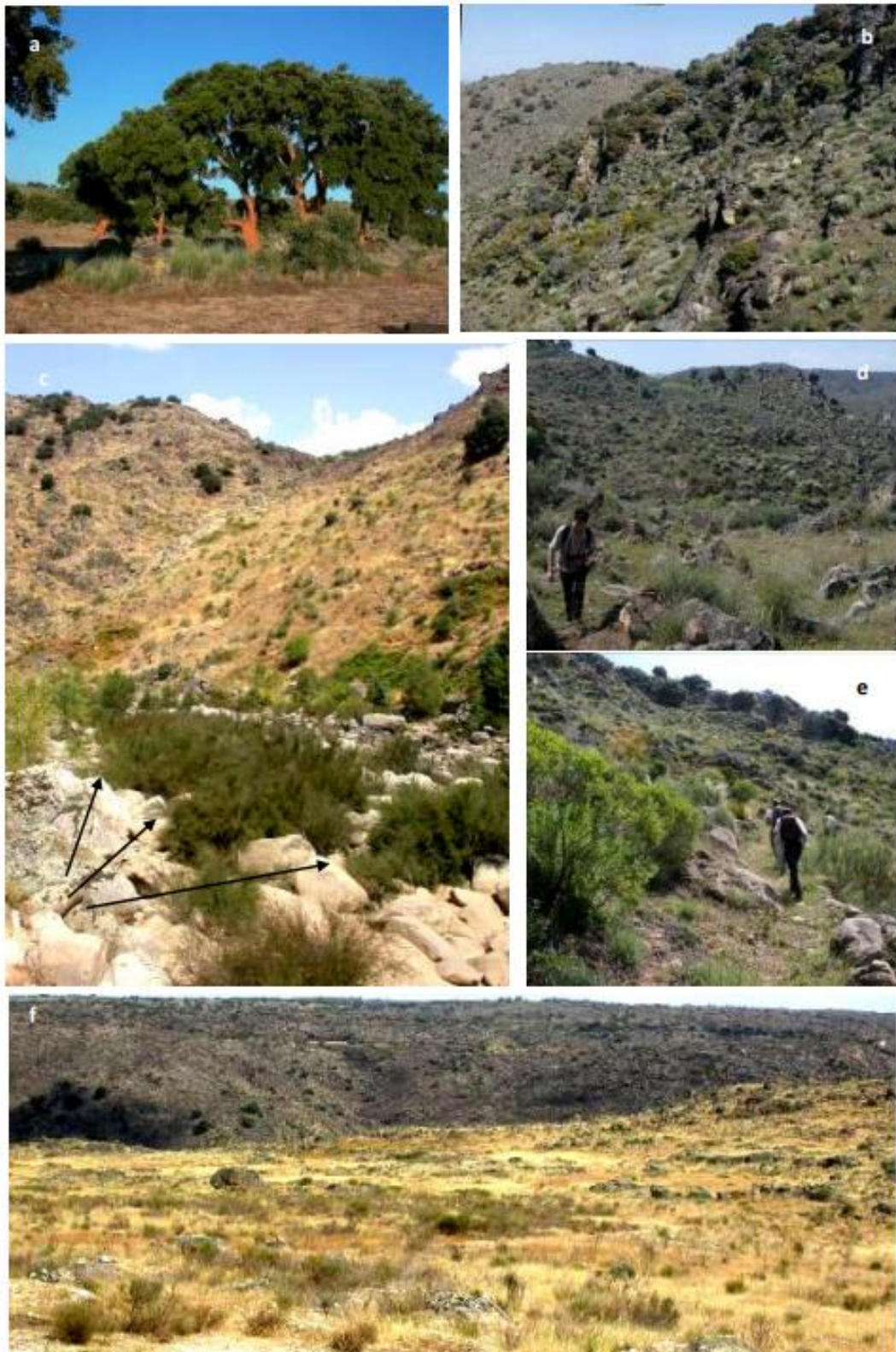


Figura 6 - Formações vegetais com maior representatividade na reserva da Faia Brava (a – mata de sobreiro, b – azinhal, c – tamujal, d – giestais, e – zambuzejros e outras espécies xerofílicas, f – gramíneas).

Fonte: Associação Transumância e Natureza, 2010.

4.1.3 Caracterização das plantações avaliadas

Na área da Reserva da Faia Brava foram definidas sete parcelas de estudo (numeradas de 0, 1, 2, 3, 4, 6, 7), localizadas de acordo com a Figura 7. Inicialmente, havia 10 parcelas de estudo. Porém, no decorrer da pesquisa as parcelas 5, 8 e 9 foram excluídas do estudo por se tratar de áreas de sementeiras, sem o plantio de espécies autóctones como as demais.

Em cada parcela a equipe da ATN realizou o plantio de mudas de espécies autóctones, nomeadamente sobreiro (*Quercus suber*), azinheira (*Quercus rotundifolia*), carvalho-português (*Quercus faginea*), carvalho-negral (*Quercus pyrenaica*), lódão-bastardo (*Celtis australis*), freixo (*Fraxinus angustifolia*), amieiro (*Alnus glutinosa*), sabugueiro (*Sambucus nigra*), ulmeiro (*Ulmus minor*), pilriteiro (*Crataegus monogyna*), medronheiro (*Arbutus unedo*), abrunheiro-bravo (*Prunus spinosa*), aroeira (*Pistacia lentiscus*), Rosa-canina (*Rosa canina*), aderno (*Phillyrea angustifolia*), azevinho (*Ilex aquifolium*) e gilbardeira (*Ruscus aculeatus*).

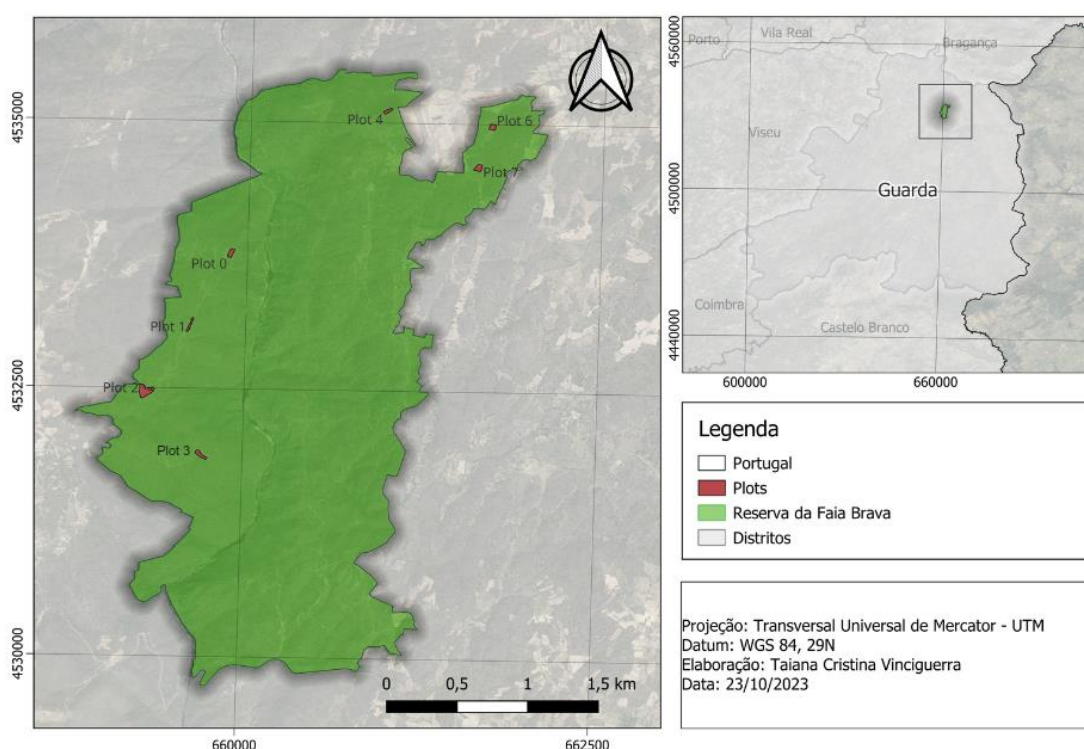


Figura 7 - Localização das parcelas (plots) de estudo.

Antes de serem realizadas as plantações, foi feita a mobilização do solo em todas as parcelas, com exceção da parcela 0. Na parcela 4 foi realizada também a correção do pH do solo com calcário. Na sequência foi realizada a sementeira de espécies herbáceas ("*green manure*") em todas as parcelas. Após o desenvolvimento destas herbáceas, o solo foi novamente lavrado para incorporar as plantas ao solo. Em seguida, foi realizada a abertura de covas de acordo com um compasso de plantação variável, consoante as características do terreno num compasso, habitualmente entre 1,5 x 1,5m e 2,0 x 2,0m entre plantas. Durante o plantio das espécies arbóreas foi utilizada uma mistura de biocarvão e estrume de cavalo para a adubação em todas as parcelas de estudo. As plantações foram realizadas no período outono/inverno de 2021/2022.

4.2 Amostragem e avaliações de campo

Nos meses de maio e julho de 2023, em cada parcela foi realizada a coleta de amostras de solo em oito pontos, estabelecidos de forma aleatória, quatro na zona plantada (ZP) e quatro no solo original (SO, solo do entorno da zona plantada, sem intervenção antrópica) (Figura 8).

Colheram-se amostras de solo não perturbadas (avaliação da densidade aparente) e perturbadas (avaliação da concentração de carbono e da estabilidade da agregação) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm, totalizando 24 amostras por parcela (12 em SO e 12 em ZP). Também foram coletadas amostras de solo não perturbadas, em cilindros de 100 cm³ de volume, na camada de 0-5 cm com vista à avaliação da permeabilidade, porosidade, capacidade de campo e capacidade máxima do solo para a água.

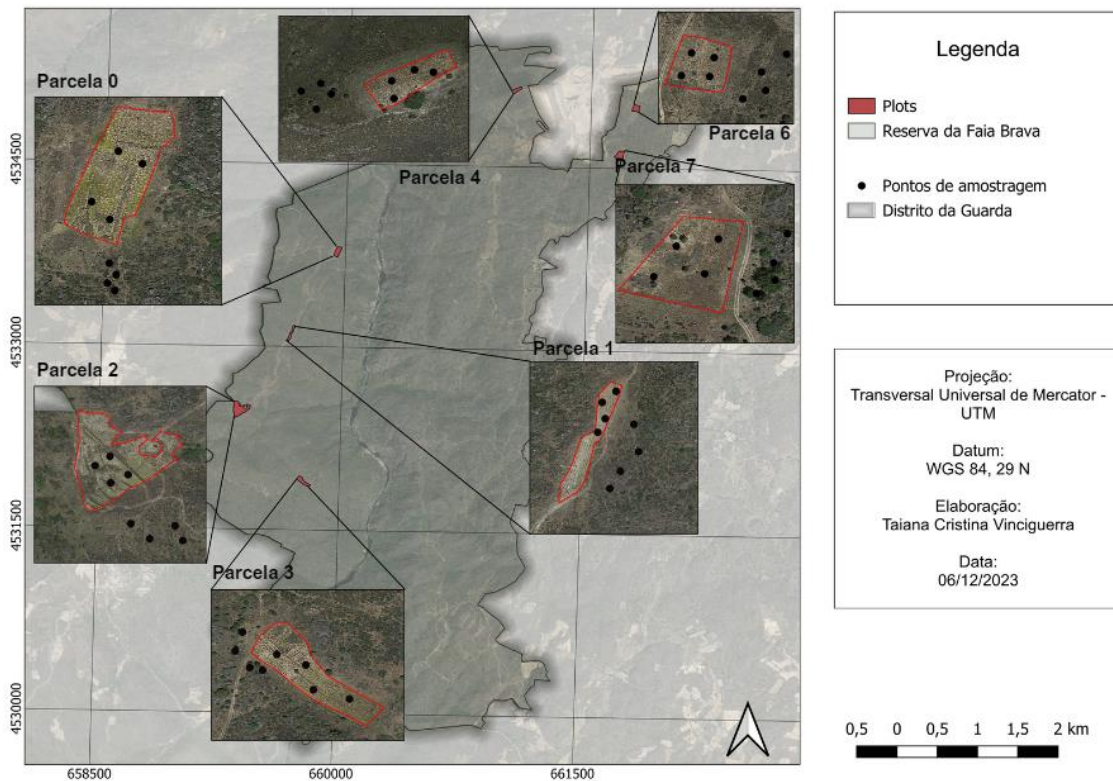


Figura 8 - Localização dos pontos de amostragem nas sete parcelas (plots) de estudo.

4.3 Análises e avaliações laboratoriais

4.3.1 Determinação da permeabilidade do solo

A permeabilidade do solo foi determinada a partir de amostras de solo não perturbadas coletadas em cilindros/anéis de 100 cm^3 ($20 \text{ cm}^2 \times 5 \text{ cm}$), em cada um dos oito pontos estabelecidos por parcela, na profundidade 0-5 cm, totalizando 56 amostras. Os cilindros foram colocados em um permeâmetro de circuito fechado e carga constante (Figura 9), com capacidade de receber 24 amostras de solo simultaneamente.



Figura 9 – Permeâmetro de circuito fechado e carga constante.

Antes de introduzir os cilindros com as amostras de solo no permeâmetro foi necessário realizar a limpeza externa do anel com o auxílio de toalha de papel. Na sequência, foi anexado um filtro na extremidade não biselada do anel e, com a parte do filtro para baixo, encaixou-se o anel na armadura do suporte. Por fim, o grampo foi travado e o batente de nylon foi apertado contra a tampa do filtro, fixando o anel na armadura do suporte. Os suportes foram introduzidos no permeâmetro, um por um, de acordo com a Figura 10.



Figura 10 - Amostras de solo no permeâmetro.

Após a inserção das amostras no equipamento, iniciou-se a saturação das mesmas. Nessa etapa, as amostras permanecem por aproximadamente 48 horas saturando em água, onde o nível da água mantém-se a aproximadamente um centímetro abaixo do limite superior da armadura do suporte.

Na sequência foram introduzidos os sifões para que ocorresse a circulação de água no sistema, sendo colocada uma extremidade no cilindro e a outra no tubo sintético de evacuação, assegurando assim o fechamento do circuito hidráulico. Após algumas horas, quando foi identificada a passagem de água por todos os 24 circuitos, iniciou-se as medições de acordo com o método de carga constante.

Esse método consiste em uma sequência de medições, onde a primeira medição realizada foi o volume de água que flui através de cada amostra por uma unidade de tempo, estando cada amostra ligada a uma bureta de 40 ml de volume. Na sequência, mediu-se o nível da água dentro e fora de cada cilindro, com o auxílio de uma régua com sensor na ponteira, que indica o momento em que a mesma entra em contato com a água. Os níveis de água dentro e fora do

cilindros são mensurados para o posterior cálculo de diferença de nível (dH), que por sua vez é necessário no cálculo do coeficiente de permeabilidade saturada.

As medições foram realizadas individualmente para cada amostra contida no equipamento por 4 dias consecutivos. A permeabilidade inicial (K_i) foi calculada a partir dos resultados obtidos nas primeiras mensurações após a saturação de cada amostra e a permeabilidade final (K_f) foi obtida com a média das últimas três mensurações.

O cálculo da permeabilidade saturada (K) para o método de carga constante é efetuado a partir da Lei de Darcy, dada pela equação 1, e a permeabilidade dos solos foi classificada de acordo com a Tabela 1.

$$K = \frac{(V \times L)}{(A \times t \times dH)} \quad (\text{Equação 1})$$

Onde:

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

K = coeficiente de permeabilidade (cm h⁻¹);

dH = diferença entre o nível de água dentro e fora do cilindro (cm);

L = comprimento da amostra de solo (cm);

A = superfície da secção transversal da amostra (cm²);

t = tempo estabelecido para mensurar o volume V (h).

Tabela 1 – Classificação da permeabilidade dos solos.

Classe de permeabilidade	Valor cm h⁻¹
Muito rápida	>25,4
Rápida	12,7 – 25,4
Moderadamente rápida	6,35 – 12,7
Moderada	2,00 – 6,35
Moderadamente lenta	0,50 – 2,00
Lenta	0,13 – 0,50
Muito lenta	<0,13

Fonte: Adaptado de Figueiredo (2011).

4.3.2 Determinação da porosidade do solo

O percentual de porosidade do solo (P), a macroporosidade (macroP) e a microporosidade (microP) foram calculadas a partir das amostras não perturbadas da permeabilidade, colhidas na camada de 0-5 cm. A porosidade foi calculada a partir da razão entre a água de saturação e o volume do cilindro (100 cm³) (Equação 2) de acordo com a metodologia de Figueiredo (2011). A Msolo saturado foi obtida através da pesagem da amostra após 1 hora de drenagem a saída do permeâmetro, Msolo seco foi obtida após a secagem da amostra na estufa a 105°C até peso constante (durante 48 horas).

$$\%P = \frac{(Msolo\ saturado - Msolo\ seco)}{Vcilindro} \times (100) \quad \text{(Equação 2)}$$

Onde:

Msolo saturado = peso da amostra de solo após sua retirada do permeâmetro (g);

Msolo seco = peso da amostra após secagem a 105°C por 48 horas (g);

Vcilindro = volume do cilindro (A x L = 100 cm³).

A microporosidade (microP) refere-se à expressão volumétrica do teor de umidade, calculada conforme a Equação 3.

$$\%MicroP = \%CC \times Dap \quad \text{(Equação 3)}$$

Onde:

CC = Capacidade de Campo (%).

Dap = Densidade aparente do solo (g cm⁻³).

A macroporosidade (macroP) foi estimada a partir da diferença entre a porosidade total (P) e a microporosidade (MicroP) (Equação 4).

$$\%MacroP = P - MicroP \quad \text{(Equação 4)}$$

4.3.3 Determinação da Capacidade de Campo e da Capacidade Máxima para Água

Na determinação das variáveis relativas à água do solo utilizou-se as mesmas amostras não perturbadas do ensaio de permeabilidade, colhidas na camada de 0-5 cm. No fim do ensaio de permeabilidade, as amostras ficaram a drenar pelo período de uma hora e em seguida foram pesadas (*M_{solo saturado}*). Na sequência, as amostras ficaram em repouso ao ar livre por 24 horas e então foram pesadas (*M_{solo úmido}*). Por fim, as amostras foram levadas à estufa a 105°C por 48 horas e após esse período foram pesadas novamente (*M_{solo seco}*). A partir dos três pesos obtidos foi possível determinar a capacidade máxima para água (CMA) e a capacidade de campo (CC) com as equações 3 e 4, respetivamente (Figueiredo, 2011).

$$\%CMA = 100 \times \frac{M_{solo\ saturado} - M_{solo\ seco}}{M_{solo\ seco}} \quad (\text{Equação 5})$$

$$\%CC = 100 \times \frac{M_{solo\ úmido} - M_{solo\ seco}}{M_{solo\ seco}} \quad (\text{Equação 6})$$

4.3.4 Determinação da densidade aparente do solo

A densidade aparente (*D_{ap}*) foi determinada a partir de amostras de solo não perturbadas coletadas com cilindro de volume conhecido (100 cm³) nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm. As amostras foram secas a 105°C por 48 horas e pesadas. Após a pesagem, os valores encontrados foram aplicados na Equação 7.

$$D_{ap} = \frac{ps}{v} \quad (\text{Equação 7})$$

Onde:

D_{ap} = densidade aparente (g cm⁻³);

ps = peso da amostra de solo seca a 105°C (g);

v = volume do cilindro (cm³).

A densidade aparente do solo foi obtida a partir da divisão do peso da amostra de solo seca na estufa pelo volume do cilindro.

4.3.5 Determinação da estabilidade de agregados do solo

Para a determinação da estabilidade de agregados foram colhidas amostras de solo em quatro pontos na área plantada de cada parcela (ZP) e em quatro pontos na área não plantada (solo original), em três profundidades (0-5, 5-10 e 10-20 cm), totalizando 168 amostras de solo (7 parcelas x 24 amostras de solo em cada parcela). Em cada parcela foram misturadas as quatro amostras em cada nível de profundidade da zona plantada (ZP) e do solo original (SO) totalizando seis amostras de solo por parcela: três na zona plantada (0-5, 5-10 e 10-20 cm) e três no solo original (0-5, 5-10 e 10-20 cm), perfazendo um total de 42 amostras.

Na sequência, as 42 amostras foram crivadas manualmente em crivos de malha de 2 mm e 1 mm (Figura 11), sendo utilizadas na avaliação da estabilidade dos agregados as partículas retidas no crivo de 1 mm, ou seja, partículas com dimensões entre 2 e 1 mm.



Figura 11 - Crivos de malha 2 mm e 1 mm utilizados para a crivagem manual das amostras de solo.

O equipamento utilizado nessa análise foi um estabilizador de agregados (Figura 12), que através de movimentos de elevação e descida faz com que os agregados do solo entrem em contato com água destilada (partículas instáveis) e posteriormente, com uma solução de hexametáfosfato de sódio (partículas estáveis), simulando forças mecânicas e físico-químicas, viabilizando a dispersão dos agregados instáveis e estáveis do solo.



Figura 12 – Estabilizador de agregados.

Foram estabelecidas duas classes de tamanho de agregados, a classe 0,4 mm e a classe 0,25 mm. Assim, no estabilizador de agregados foram utilizados crivos de malha 0,4 mm (classe 0,4 mm) e crivos de malha 0,25 mm (classe 0,25 mm), onde a classe de 0,25 mm representa o limite entre macroagregados ($>250 \mu\text{m}$) e microagregados ($<250 \mu\text{m}$). Os ensaios para cada classe de agregados foram realizadas separadamente e, em primeiro lugar foi realizado o ensaio com os crivos de malha 0,4 mm (classe de agregados de 0,4 mm).

Inicialmente, pesou-se 4 g de solo de cada amostra, sendo realizadas 4 repetições por amostra, que foram adicionadas aos crivos e colocadas no

estabilizador. De seguida, adicionou-se 100 mL de água destilada a cada um dos recipientes de aço inox, colocados na base do estabilizador, que captam as partículas de solo que passam pelos crivos. O aparelho foi ligado por um período de 3 minutos. Os recipientes então eram retirados do estabilizador e substituídos por recipientes contendo 100 ml de solução dispersante de hexametáfosfato de sódio [0,2%]. O aparelho era ligado novamente por 8 minutos. Ao fim deste tempo, os recipientes eram retirados do estabilizador. O conteúdo dos recipientes contendo partículas de solo e água destilada (agregados instáveis) ou solução de hexametáfosfato de sódio (agregados estáveis) era transferido, individualmente, para potes de plástico e levados à estufa por 24h a 105°C, seguidos de pesagem. Todo o processo foi repetido com o crivo de malha 0,25 mm (classe de agregados 0,25 mm).

Por fim, calculou-se a estabilidade dos agregados (EA) a partir da Equação 8.

$$EA(\%) = \frac{Pfs}{Pf_{H_2O} + Pfs} \times 100 \quad (\text{Equação 8})$$

Onde:

Pfs = peso da amostra seca após a dissolução química com a solução de hexametáfosfato de sódio, também conhecida como fase estável dos agregados (g);

Pf_{H₂O} = peso da amostra seca após a etapa de dissolução com água destilada, também conhecida como fase instável dos agregados (g).

4.3.6 Determinação da quantidade de carbono armazenado no solo

As amostras de solo coletadas nas profundidades de 0-5, 5-10 e 10-20 cm foram levadas à estufa a 45°C durante um período de 48 horas. Após a secagem, as amostras foram submetidas a uma etapa de peneiramento em um crivo de malha de 2 mm, realizada por 3 minutos em um agitador de peneiros. Essa técnica possibilitou a separação das frações de elementos grosseiros (partículas com diâmetro superior a 2 mm) e de terra fina (partículas com diâmetro inferior a 2 mm). As partículas classificadas como elementos grosseiros foram quantificadas e expressas em porcentagem. As amostras de terra fina

foram enviadas para laboratório e determinada a concentração de carbono em analisador elementar por combustão e avaliação do carbono por detetor NIRD (ISO 10694, 1995).

A quantidade de carbono armazenado nas camadas minerais do solo (Mg C ha^{-1}) foi determinada a partir da multiplicação da concentração de carbono pela densidade aparente e espessura da camada de solo, associado a uma correção para o teor de elementos grosseiros, conforme a Equação 9 (Percival et al., 2000; Fonseca et al., 2019).

$$COS = z \times CC \left(Dap - \frac{2,65 \times EG}{100} \right) \quad (\text{Equação 9})$$

Onde:

CC = concentração de carbono da camada de solo mineral (g kg^{-1} ou kg t^{-1})

Dap = densidade aparente da camada 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})

A correção para o teor de elementos grosseiros é incorporada na equação para fornecer uma estimativa mais precisa.

4.4 Análises estatísticas

Para as análises estatísticas utilizou-se o software JMP Statistical Discovery LLC® versão 17.2 (Student Subscription). Os resultados foram apresentados como média e desvio padrão. Para a verificação da normalidade, os dados foram submetidos ao teste de Shapiro-Wilk e para verificação da homogeneidade das variâncias foi realizado o teste de Levene, ambos com 5% de significância. Na sequência, efetuou-se a análise de variância (ANOVA, $p < 0,05$) e as diferenças significativas entre as médias foram determinadas recorrendo ao teste de Tukey HSD ao nível de 5% de significância.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Permeabilidade do solo

A permeabilidade (K) diz respeito à velocidade com que a água se movimenta no interior do solo e está diretamente ligada às taxas de infiltração e drenagem no interior do solo. Esses fatores são fundamentais na formação do escoamento superficial, desempenhando um papel crucial na maneira como a água interage e se desloca pelo solo (Figueiredo, 2011).

No geral, a K foi classificada como muito rápida, apresentando valores acima de 25 cm h^{-1} (Figura 13), com exceção das parcelas 0 e 2, em que as permeabilidades na zona plantada, tanto inicial quanto final apresentaram valores médios inferiores aos das restantes parcelas, sendo classificada como rápida (Figura 13A e 13C).

As permeabilidades inicial (K_i) e final (K_f) não apresentaram diferenças estatisticamente significativas em nenhuma das sete parcelas. Nas parcelas 1 e 4, apesar de não apresentarem diferenças significativas estatisticamente, diferenciaram-se dos demais por apresentarem maior permeabilidade na zona plantada do que no solo original, tanto para a permeabilidade inicial quanto para a final (Figura 13B e 13D). Na zona plantada dessas mesmas parcelas (1 e 4), observou-se maior variabilidade da permeabilidade entre os pontos de amostragem, que pode ser justificada pela presença de afloramentos rochosos nesses duas parcelas, tornando a área mais heterogênea, comparativamente às restantes parcelas.

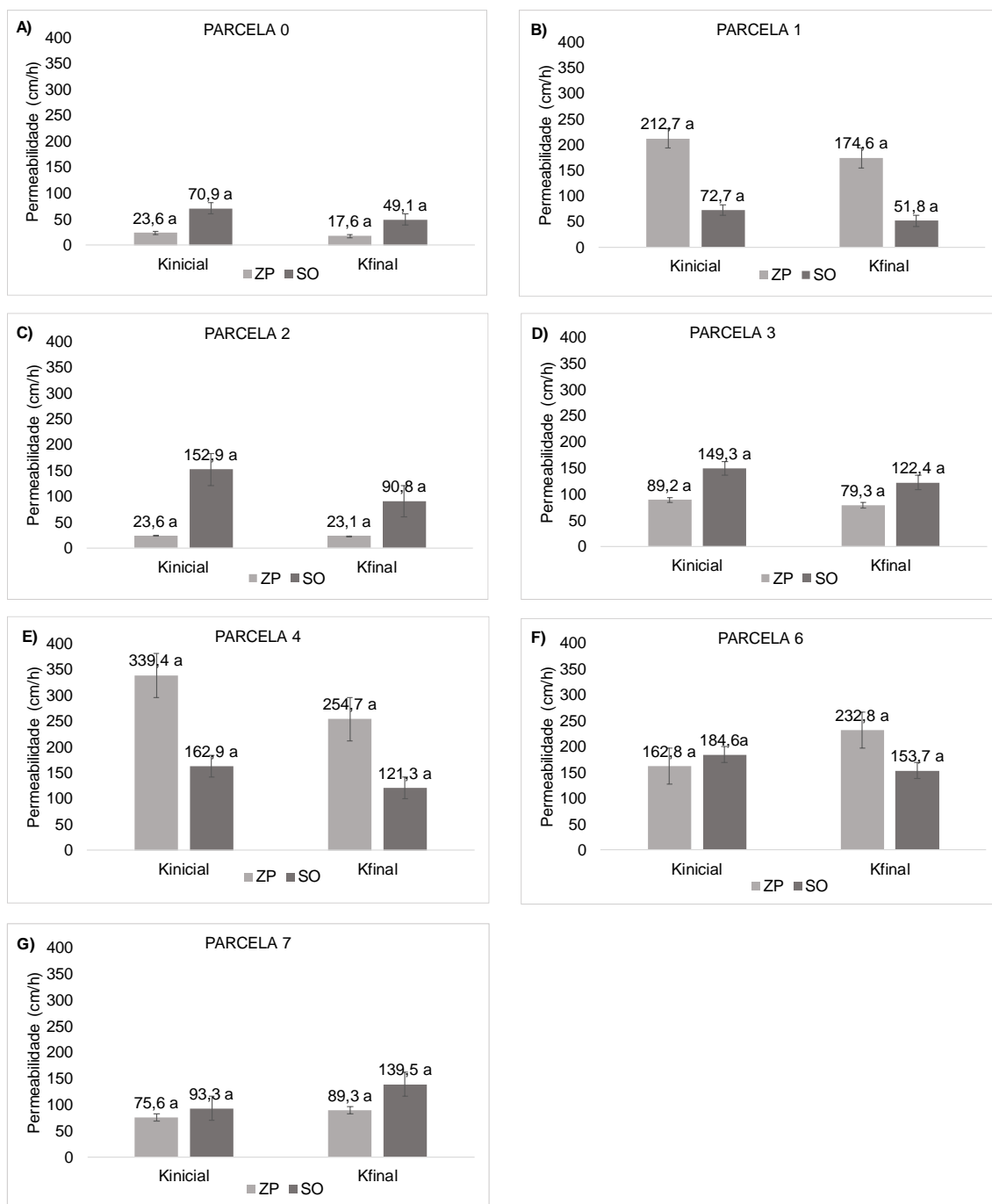


Figura 13 – Permeabilidade inicial (Kinicial) e final (Kfinal) na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para Kinicial e Kfinal, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Apesar de ser observada a diminuição da permeabilidade inicial para a permeabilidade final na maioria das vezes, na parcela 6 verificou-se um pequeno aumento do valor de K na zona plantada e na parcela 7 houve um pequeno aumento nas duas zonas, plantada e solo original. Os valores de K são sensivelmente impactados pelo manejo do solo, uma vez que as técnicas

adotadas deixam sua marca na estrutura do solo, promovendo alterações que podem incidir de forma mais ou menos acentuada nas taxas de infiltração, na retenção e no deslocamento da água (Figueiredo, 2015).

Para o conjunto das sete parcelas, as permeabilidades inicial e final continuam a não apresentarem diferenças estatisticamente significativas (Figura 14), mostrando uma redução de 7,9 cm h⁻¹ na zona plantada e de 22,6 cm h⁻¹ no solo original.

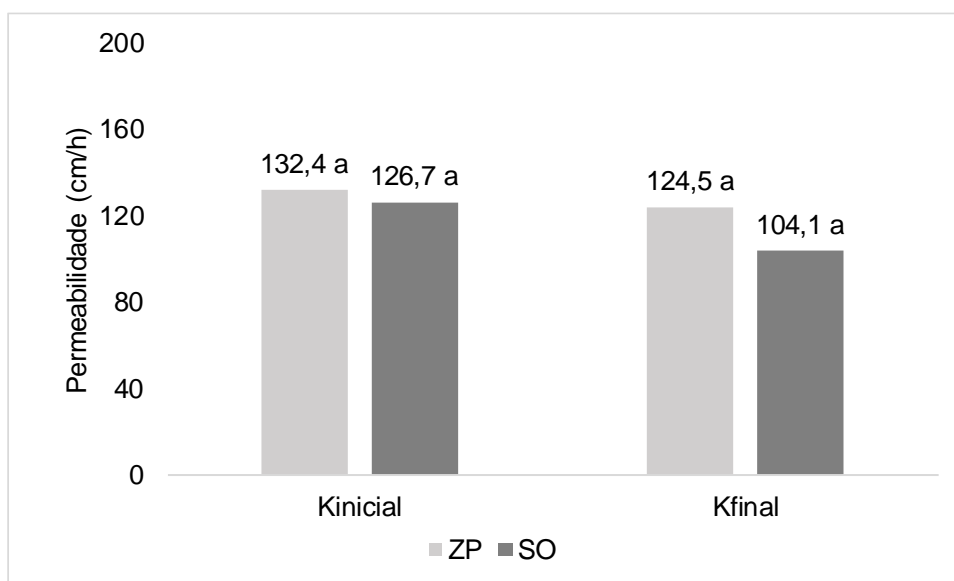


Figura 14 – Permeabilidade inicial (Kinicial) e final (Kfinal), na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para Kinicial e Kfinal, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

De acordo com Netto (1995) a permeabilidade do solo está intrinsecamente relacionada à quantidade e ao tamanho dos espaços vazios entre as partículas de solo. Solos arenosos, com maior macroporosidade, tendem a ser mais permeáveis, facilitando a movimentação da água e do ar. O material originário na área de estudo é o granito, solo rico em areia, justificando as permeabilidades rápidas e muito rápidas registradas e estatisticamente similares.

5.2 Porosidade do solo

A porosidade total do solo refere-se à fração do solo não ocupada por partículas sólidas, mas sim por água e/ou ar. Esse parâmetro desempenha um papel crucial na regulação da drenagem e retenção de água, na facilitação da

aeração e no suporte ao desenvolvimento radicular das culturas (Pischedda, 2009; Almeida et al., 2017).

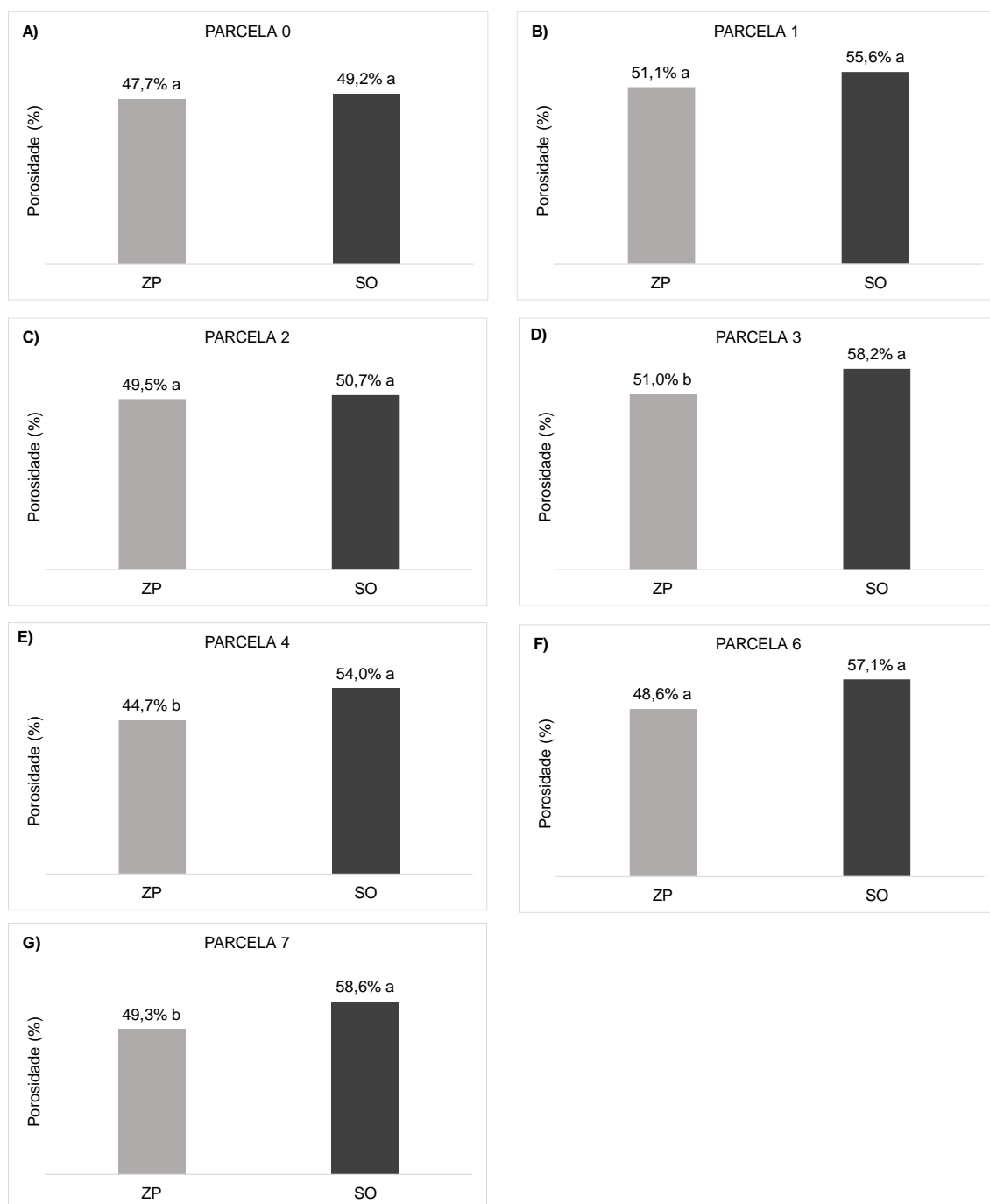


Figura 15 – Porosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

No geral, foi observado um percentual maior de porosidade no solo original em relação à zona plantada em todas as parcelas (Figura 15). Estatisticamente, observaram-se diferenças significativas entre a porosidade da zona plantada e do solo original nas parcelas 3, 4 e 7, onde foi registrada uma

diferença de 6,2% na parcela 3, 9,3% na parcela 4 e 9,3% na parcela 7 (Figura 15D, 15E e 15G).

Na análise global da porosidade das parcelas (Figura 16), o solo original apresenta valores significativamente superiores comparativamente à zona plantada, observando-se uma diferença de 6% entre as duas áreas. De acordo com Moreira et al. (2010) quando a exposição do solo aumenta (caso da zona plantada), a porosidade pode diminuir devido ao impacto proporcionado pela chuva sobre o solo, podendo resultar num aumento substancial do escoamento superficial.

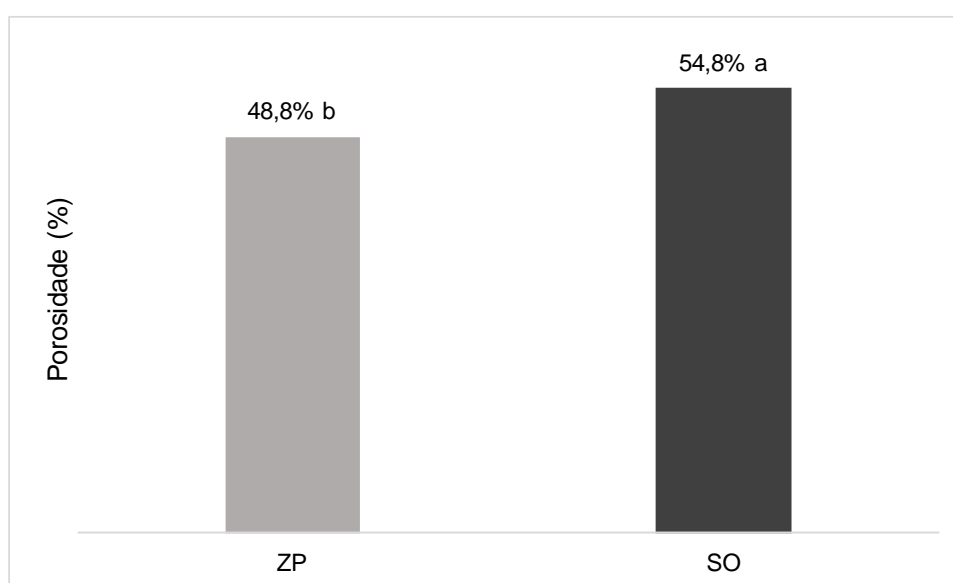


Figura 16 – Porosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Os valores obtidos para a microporosidade e macroporosidade nas sete parcelas de estudo podem ser observados na Figura 17. No geral, a microporosidade foi superior no solo original, apresentando diferenças significativas nas parcelas 1, 3, 4 e 7 (Figura 17B, 17D, 17E e 17G). Apesar da macroporosidade não apresentar diferenças significativas entre a zona plantada e o solo original, na zona plantada os valores tendem a ser superiores, o que está relacionado com o revolvimento do solo por efeito da mobilização realizada na preparação do solo para o plantio das mudas.

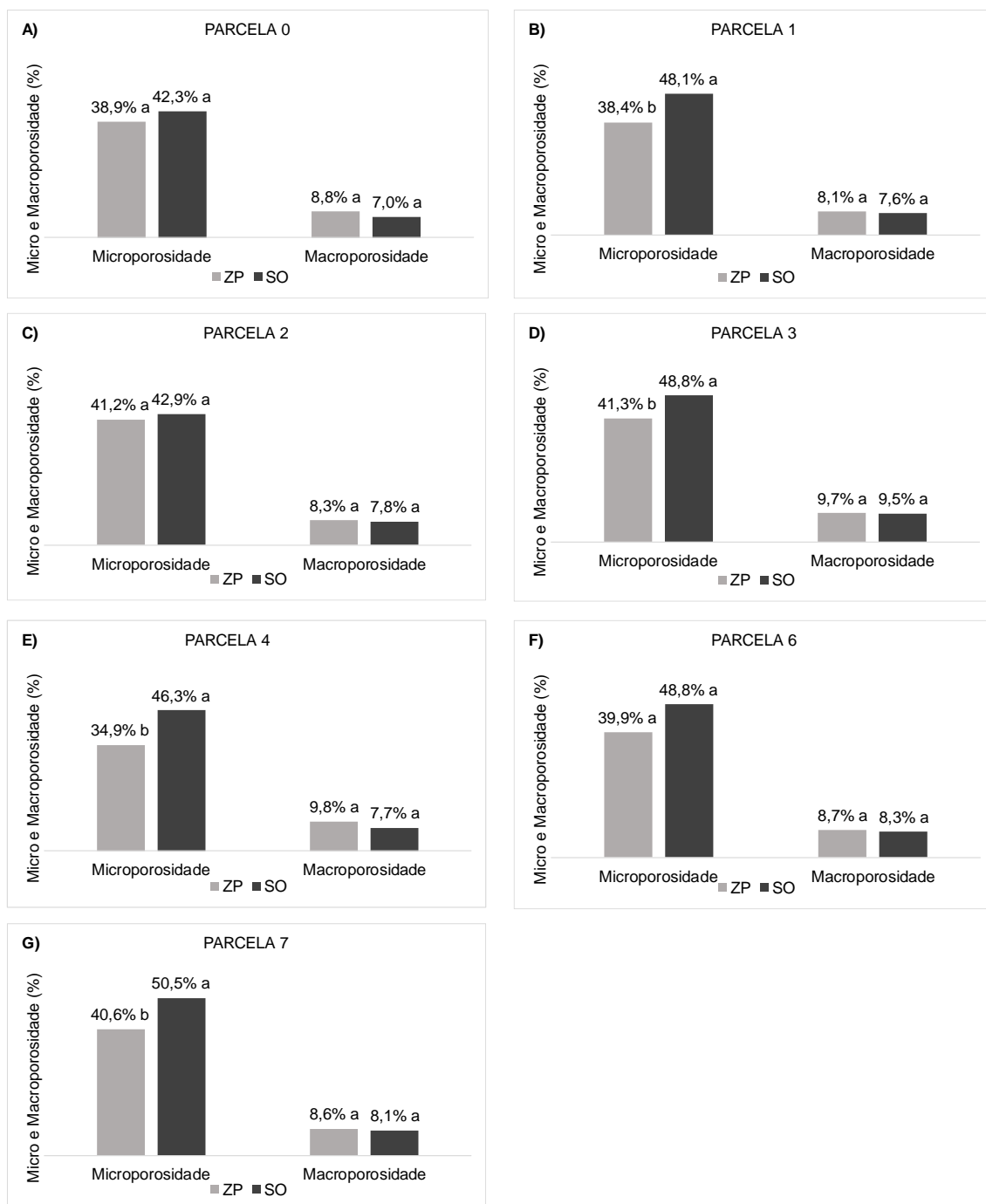


Figura 17 – Microporosidade e Macroporosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para a micro e macroporosidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Para o conjunto de parcelas, tanto a macroporosidade quanto a microporosidade apresentaram diferenças estatisticamente significativas (Figura 18). A microporosidade na zona plantada (39,3%) mostra um decréscimo de 7,5% em relação ao solo original (46,8%). Os resultados obtidos, tanto no solo original quanto na zona plantada, são relativamente altos (Porta et al., 2003). A

macroporosidade é 0,9% superior na zona plantada (8,9%) relativamente ao solo original (8,0%).

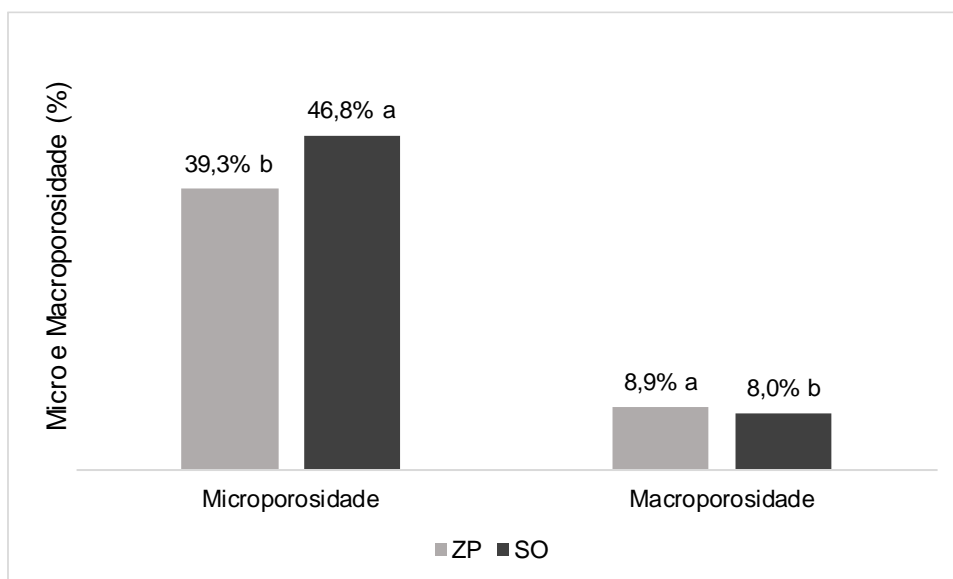


Figura 18 – Microporosidade e macroporosidade do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para a micro e macroporosidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

5.3 Capacidade máxima para a água e capacidade de campo

A capacidade máxima para a água (CMA) e a capacidade de campo (CC), apresentaram percentagens de humidade mais elevadas no solo original (Figura 19), o que seria de esperar uma vez que este apresenta teores de matéria orgânica e percentagens de microporosidade superiores à da zona plantada. A grande maioria das parcelas registam valores de CMA significativamente superiores no solo original comparativamente à zona plantada. De acordo com Piovesan (2021), a capacidade máxima de retenção de água no solo geralmente cresce proporcionalmente ao aumento do teor da matéria orgânica, em parte devido à afinidade intrínseca da matéria orgânica pela água.

A CC apresentou diferenças significativas na maioria das parcelas, sendo na 1, 3, 4, 6 e 7, com valores na zona plantada e no solo original, respetivamente, de 26,1% e 39,4% na parcela 1, 31,4% e 44,2% na parcela 3, 23,5% e 39,6% na parcela 4, 28,7% e 51,3% na parcela 6 e 29,5% e 52,8% na parcela 7 (Figura 20B, 20D, 20E, 20F e 20G).

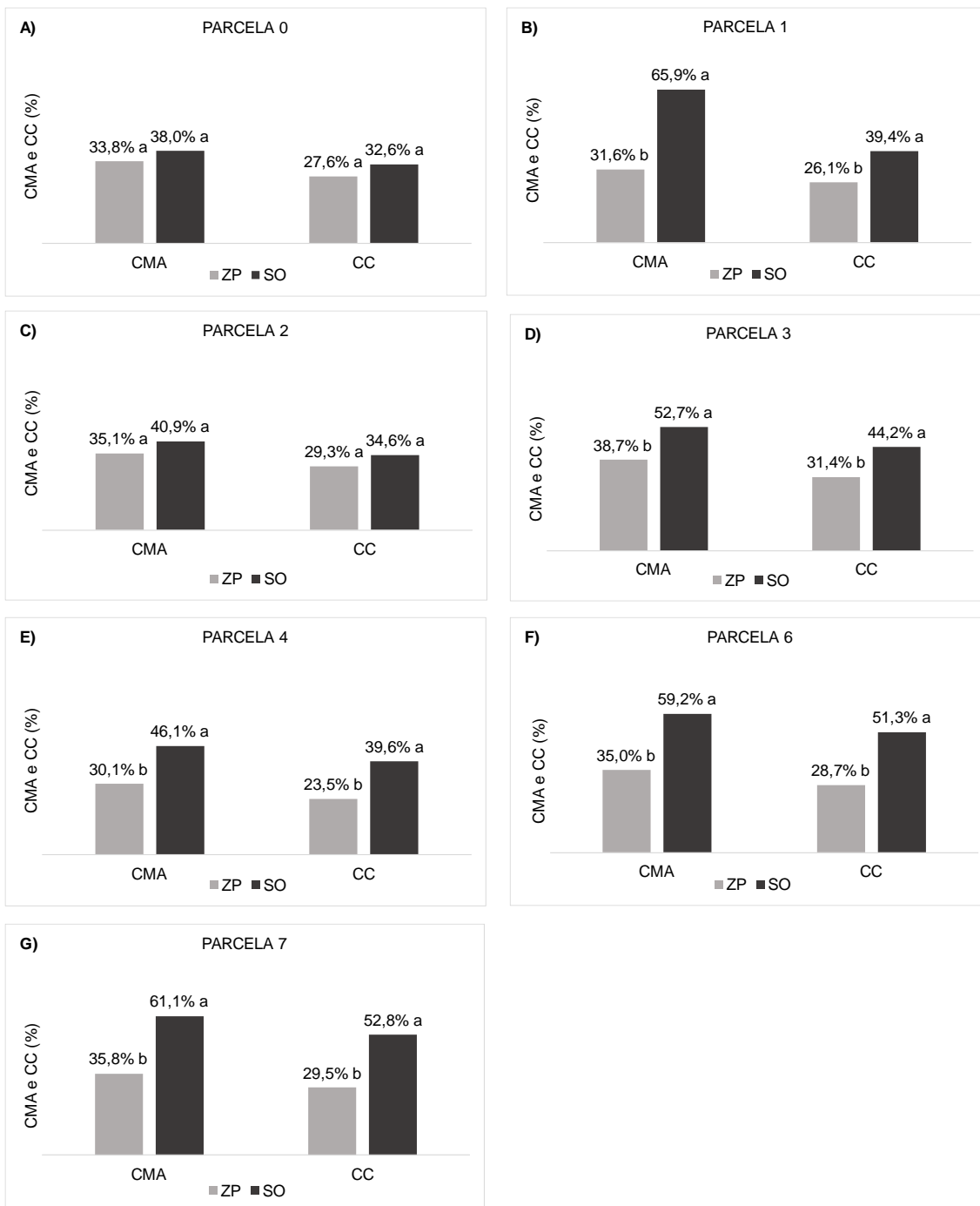


Figura 19 – Capacidade máxima para água (CMA) e Capacidade de campo (CC) do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para a CMA e CC, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Globalmente, tanto a CMA quanto a CC apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre o solo original e a zona plantada (Figura 20). No solo original a CMA superou em 17,7% o valor da zona plantada e a CC em 14,1%.

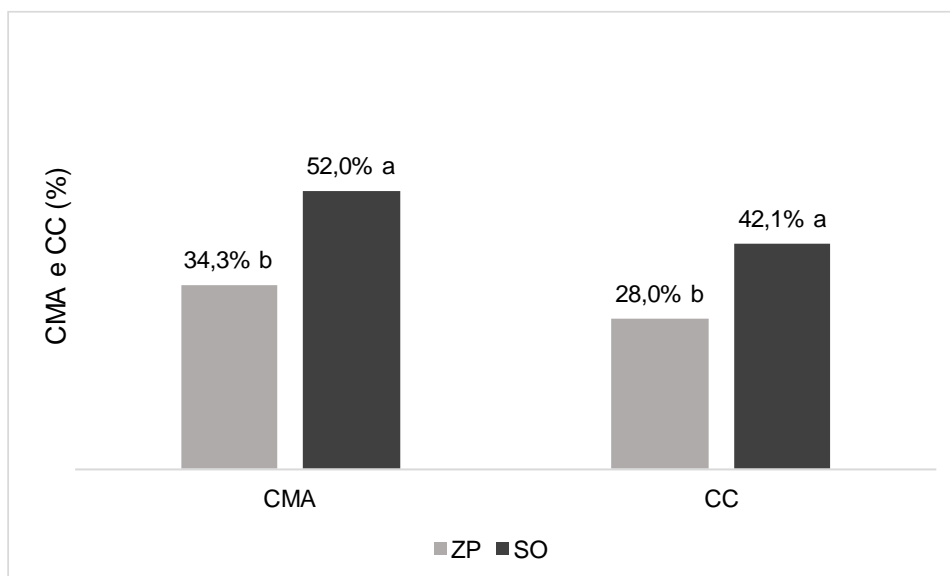


Figura 20 – Capacidade máxima para água (CMA) e capacidade de campo (CC) do solo na profundidade 0-5 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para a CMA e CC, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

5.4 Densidade aparente do solo

Em relação à densidade aparente (Dap), de um modo geral, os valores obtidos não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, entre a zona plantada e o solo original nas três profundidades analisadas (0-5, 5-10 e 10-20 cm) (Figuras 21). Contudo, ocorreram algumas exceções, observando-se diferenças significativas na profundidade de 10-20 cm da parcela 1 (Figura 21B), onde na zona plantada a Dap foi de $1,57 \text{ g cm}^{-3}$ e no solo original $1,37 \text{ g cm}^{-3}$. Registraram-se ainda diferenças significativas na parcela 2 (Figura 21C), na profundidade de 0-5 cm, mostrando a zona plantada uma Dap de $1,52 \text{ g cm}^{-3}$ e o solo original de $1,33 \text{ g cm}^{-3}$. Na parcela 7 (Figura 21G), verificaram-se diferenças significativas nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, onde os valores encontrados foram, respectivamente na zona plantada e no solo original, de $1,37$ e $0,87 \text{ g cm}^{-3}$ na profundidade de 0-5 cm, e de $1,46$ e $1,19 \text{ g cm}^{-3}$ na profundidade de 5-10 cm. Para além de outros fatores, a Dap é muito influenciada pela quantidade de matéria orgânica no solo (Porta et al., 2003). De um modo geral, a Dap diminui com o aumento da matéria orgânica. Em quase todas as parcelas e profundidades do solo, a Dap é inferior no solo original o que corrobora os maiores teores de matéria orgânica aí presentes. A mobilização do solo acelera

a mineralização da matéria orgânica, contribuindo para acréscimos da densidade aparente do solo (Fonseca et al., 2019).

A quantidade de carbono armazenada no solo e a composição mineralógica, que inclui as frações de elementos grosseiros e terra fina, exercem influência sobre a densidade aparente do solo, devido ao impacto que têm na porosidade do solo (Pádua et al., 2015). Além disso, a profundidade do solo também desempenha um papel significativo na Dap, uma vez que as camadas mais profundas geralmente apresentam teores mais baixos de carbono, como indicado por Zinn et al. (2012) e também verificado na área de estudo. Nestas camadas mais profundas, a presença de agregados de tamanho menor proporciona um melhor acondicionamento dos agregados, resultando, geralmente, em aumentos da densidade aparente do solo.

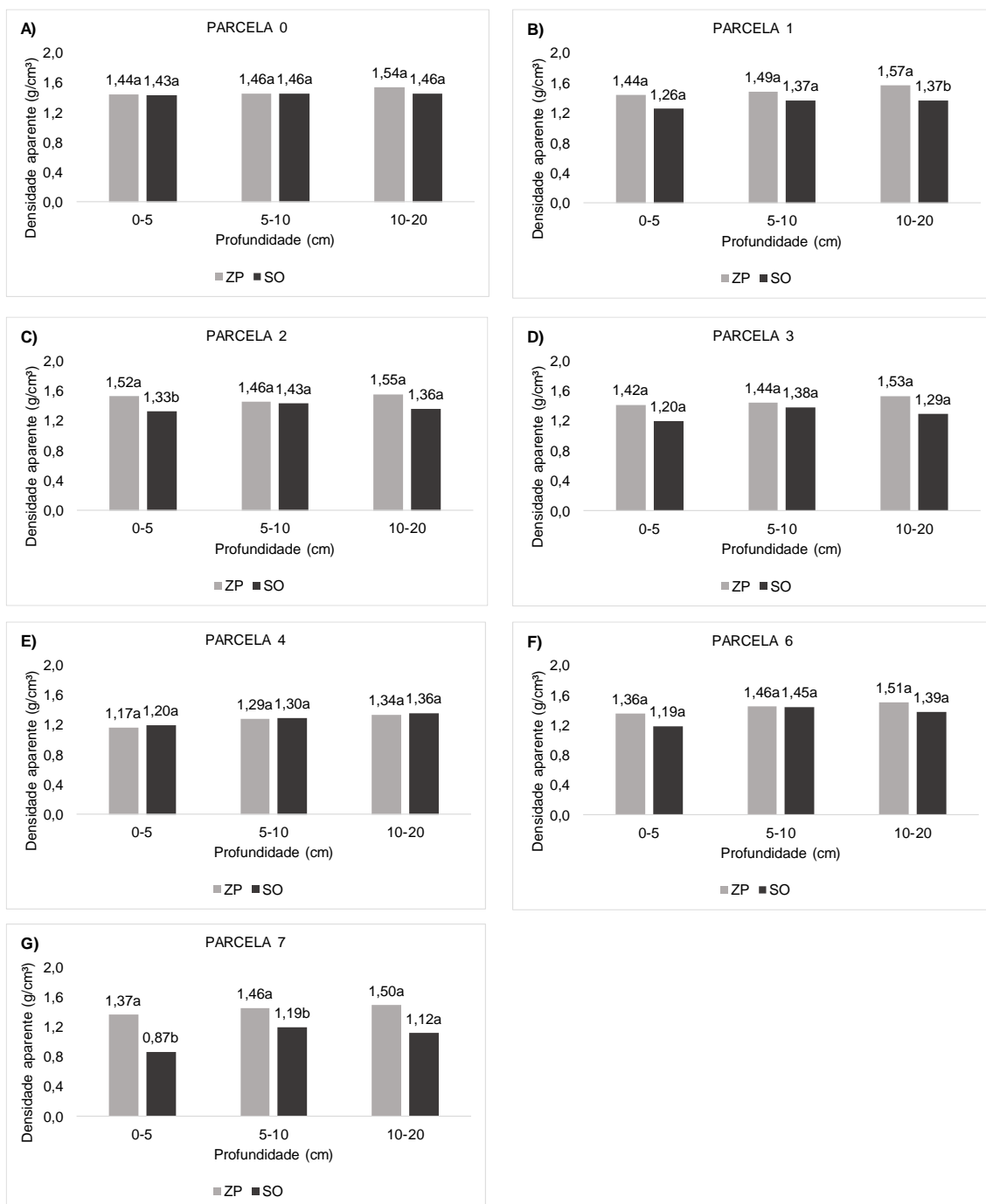


Figura 21 – Densidade aparente do solo nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), por parcela. Para a mesma profundidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Globalmente (conjunto de todas as parcelas), a Dap apresentou diferenças estatisticamente significativas na profundidade 0-5 cm e 10-20 cm, onde foi observado um acréscimo, respetivamente, de $0,18 \text{ g cm}^{-3}$ e de $0,17 \text{ g cm}^{-3}$ do solo original para a zona plantada (Figura 22). Na profundidade 5-10 cm

não se registaram diferenças significativas, continuando a verificar-se aumento da Dap do solo original para a zona plantada.

Hunt et al. (1992) destaca que é benéfico que o solo apresente uma baixa densidade aparente (abaixo de $1,5 \text{ g cm}^{-3}$), preferencialmente abaixo de $1,2 \text{ g cm}^{-3}$, pois essa condição favorece uma melhor circulação de ar e água dentro do solo e um melhor crescimento, expansão e desenvolvimento dos sistemas radiculares. Os resultados globais obtidos nesse estudo, mostraram valores de Dap abaixo de $1,5 \text{ g cm}^{-3}$, tanto na zona plantada quanto no solo original. Porém, quando se observa parcela a parcela, percebe-se que no solo original os valores estão, frequentemente, abaixo de $1,2 \text{ g cm}^{-3}$, indicando uma densidade aparente característica de solos com teor de matéria orgânica médio/elevado (Porta et al., 2003).

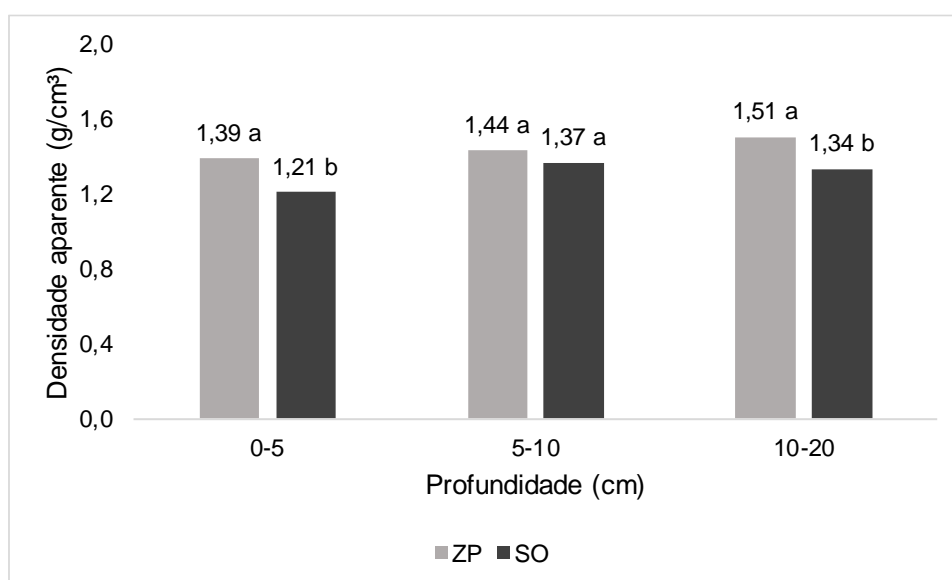


Figura 22 – Densidade aparente do solo nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas. Para a mesma profundidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

5.5 Estabilidade dos agregados do solo

Os valores da estabilidade das classes de agregados 0,25 mm e 0,40 mm são apresentadas nas Tabelas 2 e 3, respetivamente. Em análise individual de cada parcela, verificou-se que, na maioria das parcelas há diferenças significativas entre o solo original e a zona plantada nas duas classes de agregados (0,25 e 0,40 mm). No entanto, nota-se que a estabilidade de

agregação é significativamente superior na classe de 0,25 mm em comparação com a classe 0,40 mm. Esse resultado pode ser atribuído devido à presença de agregados mais coesos e estáveis na classe 0,25 mm. De acordo com Bastos et al. (2005), geralmente, os agregados menores tendem a ser mais estáveis em comparação com os agregados maiores. Os mesmos autores ressaltam que existe uma organização hierárquica dos agregados nos solos, onde macroagregados são compostos por microagregados, e por último, os microagregados são formados por pequenos agrupamentos de argila e matéria orgânica, atuando como agentes responsáveis pela agregação e estabilidade. Seguindo esse modelo hierárquico, Six et al. (2004) complementam que as partículas primárias livres e agregados de tamanho de limo são unidos por agentes ligantes persistentes, como a matéria orgânica humidificada, complexos com catiões polivalentes, óxidos e aluminossilicatos, formando então os microagregados (inferiores a 0,25 mm). Por sua vez, esses microagregados estáveis, são unidos por agentes ligantes temporários, como raízes ou hifas de fungos, e transientes, como polissacarídeos derivados de microrganismos ou plantas, resultando na formação de macroagregados (superiores a 0,25 mm) (Six et al., 2004).

A classe de agregados 0,40 mm, composta pelos agregados maiores, demonstra menor estabilidade que a classe 0,25 mm, e por consequência é mais suscetível a perturbações antropogênicas, como o fogo por exemplo (Freitas, 2018). Dessa forma, a menor estabilidade dos agregados na classe 0,40 mm é justificada pela presença de agregados mais instáveis e de tamanhos maiores. O percentual da estabilidade de agregação pode ser observado graficamente na Figuras 23, onde fica visível as diferenças entre as classes de agregados analisadas.

Tabela 2 – Estabilidade dos agregados da classe 0,25 mm (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm na zona plantada (ZP) e em solo original (SO), por parcela. Para cada parcela, letras diferentes representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Parcela	Profundidade (cm)	Classe 0,25 (mm)	
		ZP	SO
0	0-5	49,51(±4,43) ^b	68,23(±2,49) ^a
	5-10	37,84(±6,41) ^b	58,80(±2,18) ^a
	10-20	55,53(±1,69) ^b	30,74(±1,95) ^a
1	0-5	37,55(±2,01) ^b	75,24(±2,56) ^a
	5-10	49,25(±1,40) ^b	73,76(±2,21) ^a
	10-20	39,78(±1,79) ^b	60,70(±2,23) ^a
2	0-5	65,27(±5,13) ^a	74,39(±6,05) ^a
	5-10	56,11(±5,83) ^b	68,74(±5,92) ^a
	10-20	53,61(±7,09) ^b	69,58(±3,08) ^a
3	0-5	68,30(±2,96) ^b	81,28(±8,36) ^a
	5-10	51,99(±4,55) ^b	65,22(±1,58) ^a
	10-20	58,87(±5,48) ^a	63,65(±2,49) ^a
4	0-5	71,01(±2,98) ^a	75,86(±3,43) ^a
	5-10	73,13(±7,42) ^a	74,78(±0,96) ^a
	10-20	67,62(±5,48) ^a	66,42(±2,55) ^a
6	0-5	71,18(±2,26) ^b	92,36(±2,37) ^a
	5-10	76,77(±1,71) ^b	82,41(±2,21) ^a
	10-20	71,89(±3,14) ^a	82,36(±1,97) ^b
7	0-5	73,92(±1,59) ^b	88,53(±4,38) ^a
	5-10	75,52(±5,15) ^a	78,21(±7,02) ^b
	10-20	80,55(±5,22) ^a	55,87(±6,02) ^b

Tabela 3 – Estabilidade dos agregados do solo da classe 0,40 mm (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm na zona plantada (ZP) e no solo original (SO), por parcela. Para cada parcela, letras diferentes representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Parcela	Profundidade (cm)	Classe 0,40 (mm)	
		ZP	SO
0	0-5	49,40(±4,29) ^a	31,14(±4,29) ^b
	5-10	42,26(±3,38) ^a	26,93(±1,56) ^b
	10-20	27,93(±1,17) ^b	30,63(±1,49) ^a
1	0-5	24,99(±2,04) ^b	32,50(±2,34) ^a
	5-10	25,31(±2,71) ^b	35,65(±1,62) ^a
	10-20	14,89(±0,85) ^b	27,12(±1,01) ^a
2	0-5	26,09(±0,41) ^a	25,25(±0,74) ^a
	5-10	31,01(±0,89) ^a	33,64(±1,87) ^a
	10-20	23,25(±0,45) ^a	24,49(±0,82) ^a
3	0-5	32,85(±2,12) ^a	31,41(±1,06) ^a
	5-10	36,55(±1,10) ^b	34,10(±1,29) ^a
	10-20	26,85(±1,93) ^a	28,72(±1,11) ^a
4	0-5	44,67(±1,76) ^a	40,83(±3,55) ^a
	5-10	34,68(±2,59) ^a	38,43(±0,78) ^a
	10-20	28,65(±1,36) ^b	39,05(±1,14) ^a
6	0-5	40,13(±2,30) ^a	31,90(±1,46) ^b
	5-10	37,00(±1,35) ^a	26,07(±0,92) ^b
	10-20	35,22(±1,98) ^a	28,24(±0,63) ^b
7	0-5	34,60(±2,32) ^b	41,53(±1,15) ^a
	5-10	26,97(±1,04) ^a	21,41(±0,66) ^b
	10-20	29,45(±0,91) ^a	15,00(±1,79) ^b

Verifica-se também que a estabilidade dos agregados, na maioria das parcelas, foi superior nas camadas superficiais do solo (0-5 cm), apresentando decréscimos de acordo com o aumento da profundidade. Em estudos realizados por Perin et al. (2002), Salton et al. (2008) e Freitas (2018) foram encontrados resultados semelhantes, e, foi sugerido pelos autores que esse padrão pode estar associado à maior concentração de matéria orgânica na camada superficial do solo, uma vez que a matéria orgânica desempenha um papel fundamental na formação e estabilização dos agregados do solo, sendo um dos principais agentes desse processo.

No estudo realizado por Freitas (2018), onde foi avaliada a estabilidade dos agregados do solo em áreas aridas e não aridas no Distrito de Bragança, Nordeste de Portugal, encontrou resultados semelhantes ao do presente estudo, onde a estabilidade dos agregados foi superior na profundidade 0-5 cm. Freitas (2018) concluiu em seu estudo que a capacidade de troca catiônica e o teor de matéria orgânica contribuíram para elevar a estabilidade dos agregados na camada mais superficial do solo. Salton et al. (2008) avaliando a estabilidade de agregados em diferentes sistemas de manejo do solo, no Mato Grosso do Sul – Brasil, nas mesmas camadas do presente estudo (0-5, 5-10 e 10-20 cm), afirmaram que a estabilidade dos agregados está intimamente relacionada à liberação de exsudatos pelas raízes, ao crescimento e funcionamento destas, ao desenvolvimento e decomposição dos tecidos, e acima de tudo, à influência de agentes cimentantes associados à ação biológica e à atividade microbiana. Portanto, a maior estabilidade dos agregados nas camadas superficiais do solo pode estar relacionada diretamente com a quantidade de matéria orgânica presente no solo.

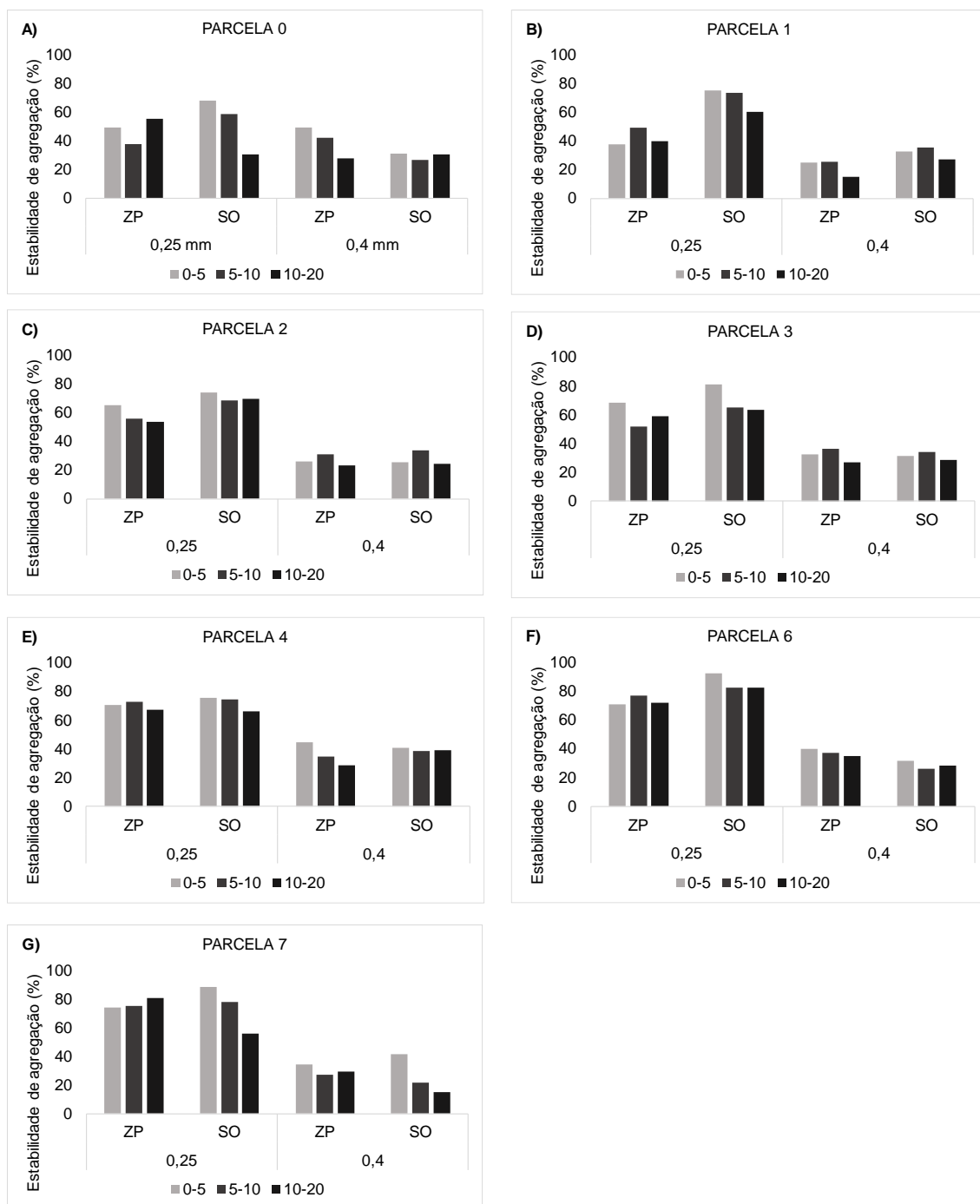


Figura 23 – Estabilidade dos agregados das classes 0,40 e 0,25 mm nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela.

Analisando a estabilidade dos agregados no conjunto das sete parcelas, não se verificaram diferenças significativas na classe 0,40 mm em nenhuma das três profundidades (0-5, 5-10 e 10-20 cm) entre a zona plantada e o solo original. Já para a classe 0,25 mm houveram diferenças significativas nas profundidades 0-5 e 5-10 cm, enquanto na camada mais profunda (10-20 cm) não foram

registradas diferenças significativas (Tabela 4). As médias globais podem ser observadas graficamente na Figura 24.

Tabela 4 – Estabilidade dps agregados das classes 0,40 e 0,25 mm (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm na zona plantada (ZP) e em solo original (SO), para o conjunto das sete parcelas. Para cada profundidade, letras diferentes representam diferenças significativas entre ZP e SO ($p < 0,05$).

Profundidade (cm)	0,40 mm	
	ZP	SO
0-5	36,10(±8,81) ^a	33,35(±5,72) ^a
5-10	33,40(±5,93) ^a	30,69(±5,83) ^a
10-20	26,61(±5,97) ^a	27,79(±6,77) ^a
0,25 mm		
0-5	62,39(±13,02) ^b	79,30(±9,45) ^a
5-10	60,09(±14,76) ^b	71,15(±8,38) ^a
10-20	61,12(±13,30) ^a	60,38(±15,02) ^a

A presença de vegetação desempenha um papel crucial na proteção do solo, promovendo a manutenção de propriedades essenciais como a estabilidade dos agregados. A maior concentração de biomassa nas camadas superficiais resulta em uma presença mais significativa de agentes cimentantes, conferindo maior estabilidade ao solo (D'Andréa et al., 2002; Junior et al., 2012; Rodrigues et al.; 2021). Outro fator que exerce influência direta sobre a quantidade de matéria orgânica presente nas camadas mais profundas do solo é a capacidade de troca catiónica, que é um atributo que geralmente diminui nas camadas mais profundas do solo, enquanto aumenta nas camadas superiores (Có Junior, 2011; Santos, 2022).

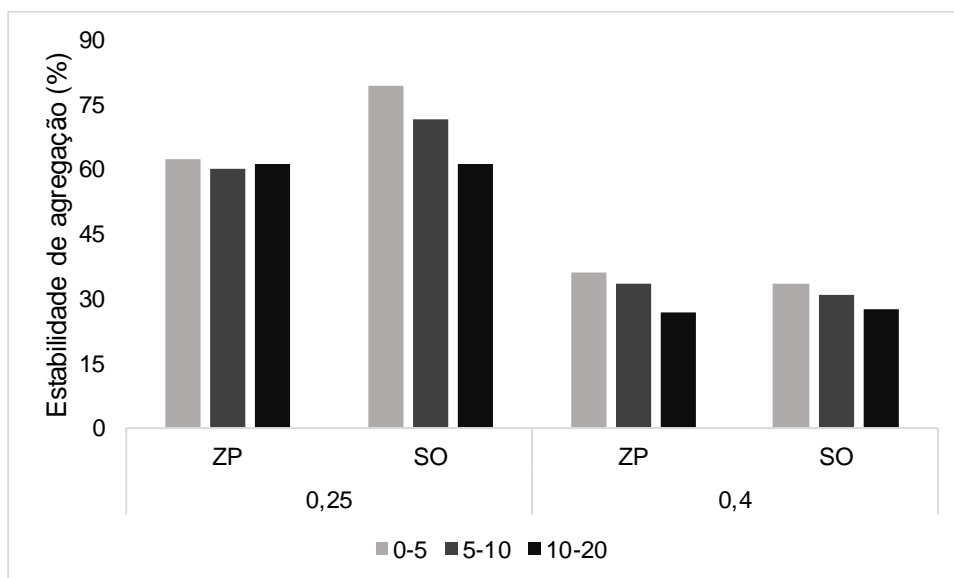


Figura 24 – Estabilidade dos agregados das classes 0,40 e 0,25 mm nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e zona plantada (ZP), para o conjunto das sete parcelas.

5.6 Armazenamento de carbono no solo

Ao analisar o carbono armazenado no solo (Figura 25), como seria de esperar, os valores são geralmente superiores em todas as profundidades no solo original, pois as perturbações causadas no solo, por efeito da mobilização, favoreceram a mineralização da matéria orgânica (Schulp et al., 2008; Ma et al., 2015; Fonseca et al., 2019). Fazendo uma análise parcela a parcela, a quantidade de carbono no solo original variou de 8,4 a 18,2 t ha⁻¹ na camada 0-5 cm, 4,3 a 12,2 t ha⁻¹ na camada 5-10 cm e 7,3 a 16,8 t ha⁻¹ na camada 10-20 cm, enquanto a zona plantada, para as mesmas profundidades, apresentou variações de 5,0 a 8,5 t ha⁻¹, 3,8 a 5,8 t ha⁻¹ e 5,0 a 7,9 t ha⁻¹ (Figura 25).

Ainda é de realçar a redução sistemática da quantidade de carbono da camada 0-5 cm para a camada 5-10 cm, voltando a aumentar na camada 10-20 cm (Figura 25). Esse padrão assemelha-se aos resultados obtidos por Parrales et al. (2008), Bompastor et al. (2009), Patrício (2018) e Fonseca et al. (2022). No estudo realizado por Fonseca et al. (2022), onde foi avaliada a dinâmica temporal do armazenamento de carbono antes e após a aplicação de fogo controlado em uma área de matos do Parque Natural de Montesinho, Nordeste de Portugal, também foram registradas variações semelhantes em relação à quantidade de carbono armazenada nas diversas profundidades do solo. De acordo com Patrício (2018), essas variações podem estar relacionadas com processos de

translocação de matéria orgânica no solo, levando em consideração que a camada superficial armazena quantidades mais elevadas de carbono em comparação com as camadas mais profundas. Portanto, a consistência dessas variações podem estar relacionadas às características intrínsecas dos solos e ao clima da região.

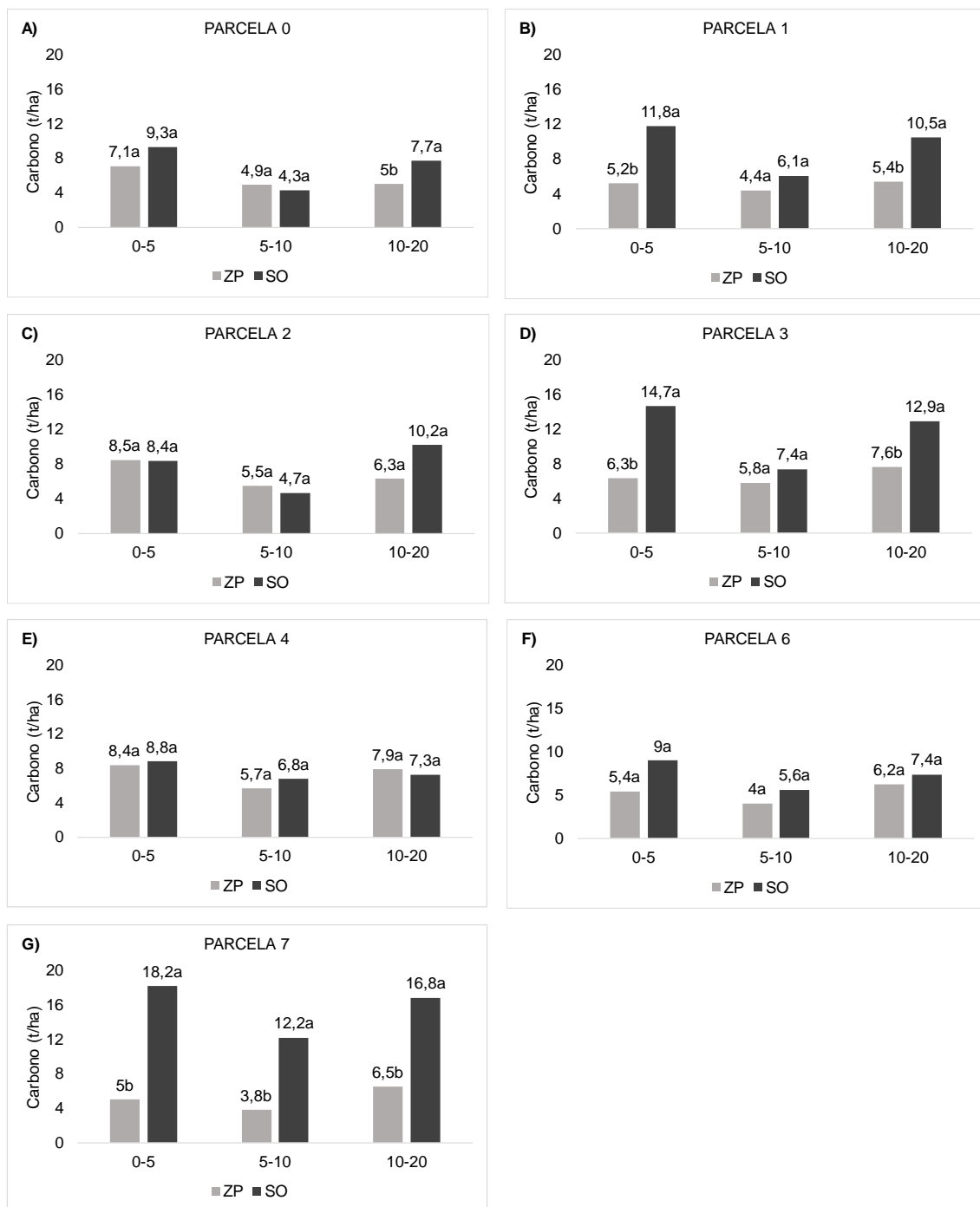


Figura 25 – Carbono armazenado no solo nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP), por parcela. Para cada profundidade, letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Globalmente (conjunto das sete parcelas), a quantidade de carbono armazenada no solo apresentou diferenças estatisticamente significativas nas três profundidades analisadas (0-5, 5-10 e 10-20 cm), sendo os valores sempre superiores no solo original (Tabela 5). Nas camadas 0-5 e 10-20 cm a quantidade de carbono no solo original (11,5 e 10,4 t ha⁻¹, respetivamente) e na zona plantada (6,6 e 6,4 t ha⁻¹, respetivamente), são similares dentro de cada situação. O maior armazenamento de carbono no solo original indica que existe maior presença de matéria orgânica nesse ambiente, uma vez que cerca de 58% da matéria orgânica é constituída por carbono (Fonseca et al., 2019).

Tabela 5 – Carbono armazenado no solo (t ha⁻¹) (média±desvio padrão) nas profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm no solo original (SO) e na zona plantada (ZP). Para a mesma profundidade, letras diferentes representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Profundidade (cm)	ZP	SO
0-5	6,6(±2,2) ^b	11,5(±6,4) ^a
5-10	4,9(±1,1) ^b	6,7(±4,7) ^a
10-20	6,4(±2,0) ^b	10,4(±6,7) ^a

Na Figura 26 pode-se observar o carbono total armazenado na profundidade 0-20 cm do solo (conjunto das três camadas). A mobilização do solo contribui para uma perda de 37,4% do carbono armazenado no solo, mas tratando-se de uma área de preservação ambiental, prevê-se que ao final de algum tempo os efeitos resultantes das perturbações no solo quando da instalação das espécies autóctones se anulem, e resulte em consequências positivas no armazenamento de carbono a médio/longo prazo e na mitigação de alterações climáticas.

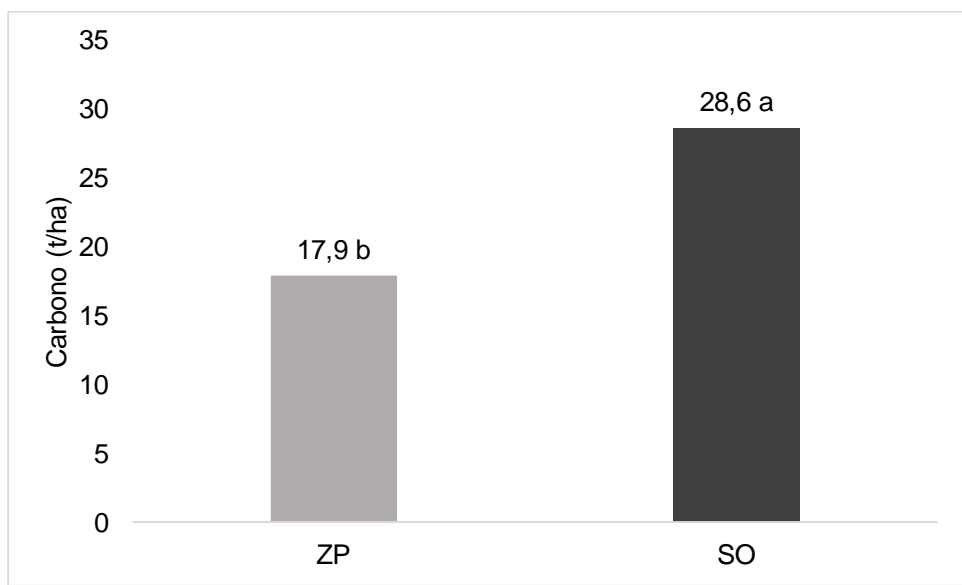


Figura 26 – Carbono total armazenado no solo na profundidade 0-20 cm (conjunto das profundidades 0-5, 5-10 e 10-20 cm) no solo original e na zona plantada (ZP). Letras diferentes nas colunas representam diferenças significativas entre SO e ZP ($p < 0,05$).

Tendo em conta os resultados obtidos e como o teor de matéria orgânica é essencial na manutenção das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo e, portanto, na conservação de todo o ecossistema, a instalação de espécies pode afetar temporariamente as funções produtivas e ambientais do solo.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A instalação de espécies autóctones na Reserva da Faia Brava contribuiu para a perda temporária da qualidade do solo, ao afetar negativamente as propriedades físicas avaliadas e a quantidade de carbono armazenada no solo. A porosidade, a capacidade máxima para a água e a capacidade de campo diminuíram de forma significativa, enquanto a densidade aparente aumentou, também de forma significativa. A estabilidade dos agregados da classe 0,40 mm manteve-se similar na zona plantada e no solo original, mas os agregados da classe 0,25 mm mostrou valores significativamente superiores no solo original.

O carbono armazenado no solo, sofreu uma perda significativa na zona plantada devido ao revolvimento recente do solo quando da arborização. É importante realçar que a matéria orgânica (58% C) constitui o fator chave da sustentabilidade dos ecossistemas e, que ao diminuir o teor de matéria orgânica as funções ambientais e produtivas do solo podem ter sido afetadas temporariamente.

Recomenda-se a monitorização das parcelas ao longo do tempo, de modo a perceber em que momento os efeitos das perturbações antrópicas (plantação) se anulam, isto é, o momento em que o solo original e a zona plantada apresentam características similares.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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). *A captura de carbono en ecosistemas terrestres Iberoamericanos*. p. 39-51.
- Afonso, N.; Arrobas, M. (2009). Contribuição para a Elaboração da Carta de Solos da Cidade de Bragança. *Qualidade do Ambiente Urbano: Novos Desafios*. Bragança, Portugal – 8 e 9 de outubro de 2009.
- Almeida, B. G., Freitas, P. L., Teixeira, W. G., Viana, J. H. M., Donagemma, G. K. (2017). Capítulo 9: Porosidade. In *Manual de métodos e análise de solo* (Teixeira, P. C. *Et al.*) 3. ed. rev. e ampl. - Brasília, DF: Embrapa, 574 p.
- ATN – Associação Transumância e Natureza. (2010). *Plano de Gestão: Área Protegida Privada Faia Brava 2009-2019*. Disponível em: <<https://www.icnf.pt/api/file/doc/506c2fd2fc547374>>
- Barbosa, R. N., Silva, A., Neves, M., Galvão, A. D., Neto, C. (2013). *Produção e Sequestro de Carbono na Atmosfera*. Enciclopédia Biosfera, 9 (16), 1783-1798. <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/3485>
- Barreto, L., Freitas, A. S., Paiva, L. (2009). *Sequestro de Carbono*. Enciclopédia Biosfera, 5 (7), 1809-058351. <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/4873>
- Bastos, R. S., Mendonça, E. S., Alvarez, V. H., Corrêa, M. M., Costa, L. M. (2005). *Formação e estabilização de agregados do solo influenciados por ciclos de umedecimento e secagem após adição de compostos orgânicos com diferentes características hidrofóbicas*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 29(1), p. 21-31. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000100003>
- Bocio, I., Navarro, F. B., Ripoll, M. A., Jiménez, M. N., De Simón, E. (2004). *Holm oak (Quercus rotundifolia Lam.) And Aleppo pine (Pinus halepensis Mill.) response to different soil preparation techniques applied to forestation in abandoned farmland*. Annals of Forest Science, 61 (2), p. 171–178. <https://hal.science/hal-00883842/document>
- Bompastor, A., Figueiredo, T., Fonseca, F. (2009). *Matos do Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal – produção de serviços ecossistêmicos*. 15^o Congresso da APDR, Cabo Verde, p. 339-364. <http://hdl.handle.net/10198/1846>
- Bradford, M. A., Wieder, W. R., Bonan, G. B., Fierer, N., Raymond, P. A., Crowther, T. W. (2016). *Managing uncertainty in soil carbon feed-backs to climate change*. Nature Climate Change, 6, p. 751-758. <https://doi.org/10.1038/nclimate3071>
- Carvalho, A. L. (2018). *Efeito da substituição de espécies florestais no armazenamento de carbono em áreas de montanha na Região Mediterrânea*. [Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/17779>

- Có Júnior, C. (2011). *Matéria orgânica, capacidade de troca catiônica e acidez potencial no solo com dezoito cultivares de cana de açúcar*. [Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista]. <http://hdl.handle.net/11449/105242>
- D'Andréa, A. F., Silva, M. L. N., Curi, N., Siqueira, J. O., Carneiro, M. A. C. (2002). *Atributos biológicos indicadores da qualidade do solo em sistemas de manejo na região do cerrado no sul do estado de Goiás*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 26 (4). <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000400008>
- Dôres, L. de A. (2020). *Armazenamento de carbono e produtividade de lameiros no nordeste de Portugal*. [Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/24558>
- FAO, ITPS. (2018). *Global Soil Organic Carbon Map (GSOCmap) Technical Report*. Rome, 162 p. Disponível em: <https://www.fao.org/3/l8891EN/i8891en.pdf>
- FAO - Food and Agriculture Organization. (2021). *Chemical properties*. FAO Soil Portal. <https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil%20classification/numerical-systems/chemical-properties/en/>
- Fernandes, R. C., Cordovil, C. M., De Varennes, A. (2009). Use of organic residues to recover nutrients and organic matter pools in burned soils. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa, Portugal.
- Figueiredo, T. (2011). *Determinação laboratorial da condutividade hidráulica do solo e realização de exercícios sobre exploração de aquíferos*. Escola Superior Agrária de Bragança.
- Figueiredo, T. (2015). *Proteção do solo em viticultura de montanha: manual técnico para a região do Douro*. Vila Real: AVID – Associação para o Desenvolvimento da Viticultura Duriense, 107 p. <http://hdl.handle.net/10198/14009>
- Fonseca, F. (1997). *Implicações do tipo de coberto florestal nos horizontes orgânicos e minerais do solo: Aplicação a quatro povoamentos na Serra da Padrela, N. De Portugal*. [Dissertação de Mestrado, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro].
- Fonseca, F. (2005). *Técnicas de preparação do terreno em sistemas florestais: Implicações no solo e no comportamento das plantas*. [Tese de Doutorado, Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro]. <http://hdl.handle.net/10198/637>
- Fonseca, F., Figueiredo, T., Bompastor, M. A. R. (2012). *Carbon storage in the Mediterranean upland shrub communities of Montesinho Natural Park, northeast of Portugal*. Agroforest Syst, v. 71 (3). DOI 10.1007/s10457-012-9509-5
- Fonseca, F., Figueiredo, T. de; Vilela, A., Santos, R., Carvalho, A. L. de; Almeida, E., Nunes, L. (2019). *Impact of tree species replacement on carbon stocks in a Mediterranean mountain area, NE Portugal*. Forest Ecology and

- Management, v. 439, p. 181-188.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.03.002>
- Fonseca, F., Figueiredo, T., Nogueira, C., Queirós, A. (2017). *Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area*. Geoderma, v. 307, p. 172-180.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.018>
- Fonseca, F., Martins, A., Figueiredo, T. (2011). *Survival and early growth of mixed forest stands installed in a Mediterranean Region: Effects of site preparation intensity*. Forest Ecology and Management, v. 262 (10), p. 1905-1912. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.01.040>
- 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. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106107>
- 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 de mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/18971>
- Gardi, C., Jeffery, S. (2018). *Soil Biodiversity*. JRC Scientific and Technical Reports. https://esdac.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoils_docs/other/EUR23759.pdf
- Graaff, M. A. de., Adkins, J., Kardol, P., Throop, H. L. (2015). *A meta-analysis of soil biodiversity impacts on the carbon cycle*. Soil. V. 1 (1), p. 257–271. <https://doi.org/10.5194/soil-1-257-2015>
- Guerra, A. J. T. (2010). *O início do processo erosivo*. In: Guerra, A. J. T., Silva, A. S., Botelho, R. G. M. *Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações*. 5 ed. Rio de Janeiro: Editora Bertrand Brasil, p. 17-55.
- Hunt, N., Gilkes, R. (1992). *Farm Monitoring Handbook: a practical down-to-earth manual for farmers and other land users*. Nedlands, WA: University of Western Australia.
- ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2015). *6º Inventário Florestal Nacional*. <https://www.icnf.pt/api/file/doc/1f924a3c0e4f7372>
- ICNF – Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2019). *IFN6 – Termos e definições*. <https://www.icnf.pt/api/file/doc/73ec1b0d36d0261f>
- IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2023). *O Clima: Séries longas*. <https://www.ipma.pt/pt/oclima/series.longas/?Loc=CasteloBranco&type=raw>
- ISO – International Organization for Standardization. (1995). *Soil quality: Determination of organic and total carbon after dry combustion (elementary analysis) (ISO 10694:1995) (1ª ed.)*.

- Junior, C. C., Píccoli, M. C., Camargo, P. B., Cerri, C. C.; Bernoux, M. (2012). *Carbono em agregados do solo sob vegetação nativa, pastagem e sistemas agrícolas no bioma Cerrado*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 36 (4). <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000400025>
- Júnior, H. A. de O. (2003). *O Sequestro de Carbono para o Combate ao Efeito Estufa*. [Trabalho final de pós-graduação, Faculdade da Região dos Lagos (Ferlagos)].
- Larcher, W. (2000). *Ecofisiologia Vegetal*. (1ª ed.) Editora Rima, 532 p. ISBN: 858655203-8
- Lefèvre, C., Rekik, F., Alcantara, V., Wiese, L. (2017). *Carbono orgânico del suelo: el potencial oculto*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y Agricultura. Roma, Italia. <http://www.fao.org/3/b-i6937s.pdf>
- Lepsch, I. F. (2010). *Formação e conservação dos solos*. (2.ª ed.) Elsevier, p. 44-60.
- Lima, H. V., Lima, C. L. R., Leão, T. P., Cooper, M., Silva, A. P., Romero, R. E. (2005). *Tráfego de máquinas agrícolas e alterações de bioporos em área sob pomar de laranja*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 29 (5), p. 677-684. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832005000500003>
- Loução, M. A. M. (2017) . *Fogo: O que mudou no solo e o que devemos fazer para o recuperar*. Wilder. <https://www.wilder.pt/historias/fogo-o-que-mudou-no-solo-e-o-que-devemos-fazer-para-o-recuperar/>
- Luo, Y., Keenan, T.F., Smith, M. (2015). *Predictability of the terrestrial carbon cycle*. Global Change Biology, 21 (5), p. 1737-1751. <https://doi.org/10.1111/gcb.12766>
- Ma, J., Bu, R., Liu, M., Chang, Y., Qin, Q., Hu, Y. (2015). *Ecosystem carbon storage distribution between plant and soil in different forest types in Northeastern China*. Ecol. Eng. 81, 353-362.
- Martins, C. R., Pereira, P. D., Lopes, W. A., Andrade, J. (2003). *Ciclos Globais de Carbono, Nitrogênio e Enxofre: a Importância na Química da Atmosfera*. Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola, p. 28-41. https://zeus.qui.ufmg.br/~qgeral/downloads/material/quimica_da_atmosfera.pdf
- Merino, A. (2009). *The role of forests in mitigating climate change*. In: Evelpidou, N., de Figueiredo, T. (Eds.) Soil Protection in sloping Mediterranean Agri-environments: lectures and exercises. Instituto Politécnico de Bragança, Portugal. ISBN: 978-972-745-107-4.
- Moreira, F., Catry, F. X., Silva, J. S., Rego, F. (2010). *Ecologia do fogo e gestão de áreas aridas*. Isapress, Lisboa. 323 pp. ISBN: 978-972-8669-48-5.
- Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., Ffolliott, P. F. (1999). *Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis*. Forest Ecology and Management, 122, p. 51–71. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00032-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00032-8)

- Netto, A. L. C. (1995). *Hidrologia de Encosta na Interface com a Geomorfologia. Geomorfologia: Uma Atualização de Bases e Conceitos*. Editora Bertrand Brasil. 474 p. ISBN: 978-852-860-326-2.
- Nortcliff, S. (2002). *Standardisation of soil quality attributes*. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 88(2), p. 161-168. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00253-5](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00253-5)
- Pacheco, M. P., Helene, M. M. (1990). *Atmosfera, fluxos de carbono e fertilização por CO₂*. *Estudos Avançados*, 4(9), p. 204-220. <https://doi.org/10.1590/S0103-40141990000200010>
- 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). <https://doi.org/10.1590/01000683rbcs20140028>
- Parrales, I. A. G., del Toro Carrillo, M., Belinfante, N. (2008). *Influencia del grupo de suelo y el uso sobre la reserva de carbono orgánico en clima Mediterráneo*. III Congresso Ibérico da Ciência do Solo, p. 106, Évora, Portugal.
- Patrício, M. B. (2018). *Mapeamento do carbono armazenado nos solos da bacia hidrográfica do rio Sabor, NE Portugal*. [Dissertação de mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/18926>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., McMahon, T. A. (2007). *Update world map of the Köppen-Geiger climate classification*. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(5), p.1633-1644. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- 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), p. 1623-1630. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6451623x>
- Pereira, A. X. (2018). *Propriedades físico-químicas dos solos em áreas ardidas na montanha do Nordeste de Portugal em diferentes fases de evolução pós-fogo*. [Dissertação de mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/19237>
- Pereira, E., Arrobas, M, (2010). *Preparação do Solo*. In: Coords. Azevedo, J. C., Gonçalves, A. (2010). *Manual de Boas Práticas em Espaços Verde*. Câmara Municipal de Bragança, p. 23-28. ISBN 978-989-8344-08-3
- Pereira, K. R. B. (2019). *Propriedades físico-químicas de solos com diferentes teores de matéria orgânica nas regiões de montanha no Nordeste de Portugal*. [Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/19566>
- Pereira, M. G., Anjos, L. H. C., Pinheiro Junior, C. R., Pinto, L. A. S. R., Neto, E. C. S., Fontana, A. (2019). *Formação, classificação e cartografia dos solos: formação e caracterização de solos*. Atena Editora. p. 1-20. DOI 10.22533/at.ed.348192309

- Perin, A., Guerra, J. G. M., Teixeira, M. G., Pereira, M. G., Fontana, A. (2002). *Efeito da cobertura viva com leguminosas herbáceas perenes na agregação de um argissolo*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 26, p. 713-720.
- Pischedda, D. (2009). *Guide Pratique: Pour une exploitation forestière respectueuse des sols et de la forêt*. FCBA/Office national des forêts, 107 p. ISBN: 978-2-84207-334-3.
- Piovesan, E. L. (2021). *Efeitos de curta duração do fogo controlado em propriedades e processos físicos do solo: um exemplo em áreas de matos do Parque Natural de Montesinho*. [Dissertação de mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/25116>
- Porta, J. C., López-Acevedo, M. R., Roquero de Laburu, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. (3.ª ed.) Madrid: Mundi-Prensa. 961 p. ISBN: 1-4492-8686-0.
- Raich, J. W., Potter, C. S. (1995). *Global patterns of carbon dioxide emissions from soils*. Global Biogeochemical Cycles, 9, p. 23–36. <https://doi.org/10.1029/94GB02723>
- Reinert, D. J., Reichert, J. M. (2006). *Propriedades físicas do solo*. Santa Maria. Resck, D.V.S. (1999). *O plantio direto como alternativa de sistema de manejo e conservação do solo e da água na região dos cerrados*. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 27, Brasília.
- Resck, D. V. S., Ferreira, E. A. B., Figueiredo, C. C., Zinn, Y. L. (2008). *Dinâmica da matéria orgânica no Cerrado*. In: Santos, G. de A., Silva, L. S. da, Canellas, L. P., Camargo, F. de O. *Fundamentos da matéria orgânica do solo: ecossistemas tropicais e subtropicais*. (2.ª ed.) Porto Alegre. Cap. 21, p. 359-417.
- Riebeek, H. (2011). *The Carbon Cycle*. NASA – Earth Observatory. Disponível em: <<https://earthobservatory.nasa.gov/features/CarbonCycle>>
- Rodrigues, N. S., Almeida, K. P., Cardoso, C. A. H., Noquelli, L. H. M., Alves, M. A. S., Batista, S. B. (2021). *Pantanal mato-grossense: como a supressão da vegetação favorece a formação de processos erosivos*. Anais IX Simpósio De Iniciação Científica Das Ciências Agrárias (SICCA). p.17-21.
- Rumpel, C., Chabbi, A., Marschner, B. (2012). *Carbon Storage and Sequestration in Subsoil Horizons: Knowledge, Gaps and Potentials*. In: Lal, R., Lorenz, K., Hüttl, R., Schneider, B., Von Braun, J. (eds) *Recarbonization of the Biosphere*. Springer, Dordrecht. p. 445-464. https://doi.org/10.1007/978-94-007-4159-1_20.
- Sales, A., Veloso, C. A. C., Silva, A. R. (2015). *Dinâmica de sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta nos atributos físicos de um latossolo amarelo*. In: Seminário de Iniciação Científica, 19.; *Seminário de Pós-Graduação da EMBRAPA Amazônia Oriental*. Embrapa Amazônia Oriental, p. 14-18. <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1022627>.

- Salton, J. C., Mielniczuk, J., Bayer, C., Boeni, M., Conceição, P. C., Fabrício, A. C., Macedo, M. C. M., Broch, D. L. (2008). *Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul*. Revista Brasileira de Ciência do Solo, 32(1), p. 11-21. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100002>
- Sampaio, E. (2011). *O solo e as suas funções*. Évora, 10 p. <http://hdl.handle.net/10174/4413>
- Santos, I. do N. (2022). *Impacto do fogo controlado na estabilidade da agregação do solo em áreas de matos do Parque Natural do Montesinho, NE Portugal*. [Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/25851>
- Schaetzl, R. J., Thompson, M. L., (2015). *Soils: Genesis and Geomorphology*. (2.^a ed.), Cambridge University Press, p. 8-24. ISBN: 978-1-107-01693-4.
- Schulp, C. J. E., Nabuurs, G. J., Verburg, P. H., de Waal, R. W. (2008). *Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories*. For. Ecol. Manage. 256, 482-490.
- Sil, Â. R. (2014). *Alterações da paisagem e serviços de ecossistema: Quantificação e valorização do sequestro de carbono na bacia superior do Rio Sabor*. [Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/11578>
- Silva, D. P. (2019). *Dinâmica temporal do armazenamento de carbono em áreas de matos queimadas com fogo controlado, NE Portugal*. [Dissertação de mestrado, Instituto Politécnico de Bragança]. <http://hdl.handle.net/10198/19711>
- Silva, L. L., Ribon, A. A., Lopes, L. C. A., Magalhães, A. F. (2021). *Atributos físicos do solo e produtividade da pastagem em sistema de manejo de integração Lavoura-Pecuária-Floresta*. Scientific Electronic Archives, 14 (11). <https://doi.org/10.36560/141120211445>
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S., Denef, K. (2004). *A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics*. Soil and Tillage Research, 79(1), p. 7-31. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.03.008>
- Six, J., Feller, C., Denef, K., Ogle, S., de Moraes Sa, J. C., & Albrecht, A. (2002). *Soil organic matter, biota and aggregation in temperate and tropical soils: Effects of no-tillage*. Agronomie, 22(7-8), p. 755-775. <https://doi.org/10.1051/agro:2002043>
- Tabalipa, N. L., Fiori, A. P. (2012). *Caracterização dos solos da bacia do Rio Ligeiro (PR) na estabilidade de taludes*. Revista Brasileira de Geociências, v. 42(1), p. 11-26.
- Wall, D. H.; Nielsen, U. N.; Six, J. (2015). *Soil biodiversity and human health*. Natureza, v. (528), p. 69-76. <https://doi.org/10.1038/nature15744>

- Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N. H., Verardo, D. J., Dokken, D. J. (2000). *Land use, land-use change, and forestry: a special report of the IPCC*. Cambridge: IPCC: Cambridge University Press, 377 p.
- Zinn, Y. L., Guerra, A. R., Silva, A. C., Marques, J. J., Oliveira, G. C., Curi, N. (2012). Perfis de carbono orgânico do solo nas regiões Sul e Serra do Espinhaço Meridional, Minas Gerais: modelagem em profundidade. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*. 36(5), p. 395–406. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832012000500003>