



Instituto Politécnico de Viana do Castelo
Escola Superior Agrária de Ponte de Lima

**Caracterização do Potencial de Sequestro de Carbono em diferentes tipos
de Solos da Região do Alto Minho: um Caso de Estudo no Concelho de
Ponte de Lima**

Dissertação de Mestrado em Engenharia do Território e do Ambiente

Cristina Isabel Dias Rodrigues

Orientador: Professor Doutor Leonel Jorge Ribeiro Nunes

Ponte de Lima, novembro 2023

As doutrinas expressas neste
trabalho são da exclusiva
responsabilidade do autor.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	i
RESUMO.....	ii
ABSTRACT	iii
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	iv
LISTA DE TABELAS.....	v
LISTA DE FIGURAS	vi
1. INTRODUÇÃO	1
1.1 Enquadramento	1
1.2 Questões-problema	6
1.3 Objetivos.....	7
1.4 Motivação	7
1.5 Organização do trabalho	8
1.6 Publicações	10
2. REVISÃO DA LITERATURA.....	11
2.1 Análise bibliométrica.....	11
2.2 Resultados da análise bibliométrica.....	12
2.3 Análise do estado da arte	21
2.3.1 Enquadramento.....	21
2.3.2 Carbono orgânico no solo.....	21
2.3.3 Indicadores de carbono orgânico no solo	24
2.3.4 Matéria orgânica	29
2.4 O sequestro de carbono e as alterações climáticas.....	30
3. MATERIAIS E MÉTODOS	33
3.1 Área de estudo.....	33

3.1.1	Enquadramento geográfico.....	33
3.1.2	Unidades pedológicas	33
3.2	Base de dados.....	34
3.2.1	Classificação do solo	35
3.2.2	Densidade	36
3.2.3	Carbono Orgânico.....	37
3.3	Tratamento de dados	37
4.	RESULTADOS.....	39
4.1	Teor gravimétrico de Carbono Orgânico na fração de terra fina	39
4.2	Teor gravimétrico de Carbono Orgânico na fração de terra fina na área de estudo 41	
4.3	Teor médio de Carbono Orgânico na fração de terra fina	43
4.4	Teor médio de Carbono Orgânico na fração de terra fina na área de estudo.....	47
4.5	Carbono Orgânico na fração de terra fina na área de estudo	49
5.	DISCUSSÃO.....	51
6.	CONCLUSÕES.....	55
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57
	ANEXOS.....	A
	ANEXO 1	A1

AGRADECIMENTOS

Este trabalho resultou não só de uma, mas de muitas vontades. Sem o conhecimento e a experiência das pessoas que – direta ou indiretamente – foram dando o seu contributo, este trabalho não estaria hoje concluído. Todavia, sem querer excluir ninguém, gostaria de destacar o auxílio decisivo daqueles que contribuíram para que mais uma etapa do meu percurso académico fosse ultrapassada.

Assim sendo, quero agradecer ao meu orientador, Professor Doutor Leonel Nunes, por toda a competência, disponibilidade demonstrada, orientação exemplar com sugestões sempre atentas e eminentemente práticas, pautadas por um elevado e rigoroso conhecimento científico, uma visão crítica e oportuna, por todos os conselhos, pela paciência e confiança, os quais contribuíram para enriquecer todas as etapas subjacentes ao trabalho realizado e tornaram assim possível a concretização desta dissertação.

Ao Professor Doutor Miguel Brito, pela disponibilidade demonstrada, apoio, orientação, críticas, sugestões, opiniões e colaboração fundamental para a concretização de trabalhos divulgados, aos quais as contribuições desta dissertação deram origem.

A todo o corpo docente do curso de mestrado, pelos conhecimentos e competências que me transmitiram ao longo desta etapa, que culminaram na elaboração da presente dissertação.

À C.P.A. - Consultoria e Projetos de Ambiente, Lda., a toda a equipa e parceiros, pelos alicerces sólidos que ao longo destes anos têm contribuído para o meu desenvolvimento profissional, académico e pessoal. Em especial, ao Engenheiro Mário Aguilar, a lucidez dos comentários e a reflexão conjunta, tendo sido o seu incentivo que ajudou a ultrapassar as fases de maior angústia perante um horizonte, por vezes, nublado.

Agradeço o apoio e companheirismo dos meus amigos, refletida nos pertinentes conselhos e discussões enriquecedoras. Entre estas pessoas, agradeço particularmente à minha colega de mestrado e amiga, Diana Brandão, que mais de perto me acompanhou nesta caminhada.

Agradeço à minha família pelo apoio incondicional e pela compreensão desmedida e, sobretudo, por manifestarem, ao longo desta caminhada, confiança nas minhas capacidades, entusiasmo e orgulho. Foram, são e serão sempre o meu Porto de Abrigo. Foi graças ao vosso amor e carinho que aqui cheguei.

O meu eterno obrigado a todos os que fizeram parte deste percurso!

RESUMO

O balanço de carbono e a análise da distribuição de carbono orgânico constituem uma ferramenta essencial para avaliar a magnitude dos reservatórios de carbono e modelar os efeitos de diferentes fatores que influenciam o sequestro de carbono no solo. A presente dissertação reconhece as funções que o solo desempenha, enquanto maior reservatório de carbono terrestre, destacando a sua importância para mitigar as alterações climáticas e determinar o teor médio de carbono orgânico existente em diferentes profundidades e unidades de solo.

A análise do estado da arte partiu do estudo bibliométrico focando a importância do solo no sequestro de carbono para mitigação das alterações climáticas e nos fatores que afetam a quantidade de carbono orgânico no solo. Ponte de Lima apresenta as unidades de solos Antrossolos, Cambissolos, Fluvisolos, Leptossolos e Regossolos. Os dados utilizados para determinação dos valores médios do teor gravimétrico e teor de carbono orgânico no solo foram obtidos a partir do banco mundial de dados de solos.

Os resultados obtidos permitem constatar que à medida que a profundidade aumenta, tanto o teor gravimétrico como o teor médio de carbono orgânico diminuem. Por outro lado, algumas unidades de solo apresentam um aumento do teor médio em maiores profundidades, contrariando a tendência geral. Na área de estudo, mais de 40% do carbono orgânico está concentrado nos Regossolos, seguido dos Antrossolos e Leptossolos. Os Cambissolos e Fluvisolos apresentam uma menor representatividade no território.

Os resultados obtidos contribuem para avaliar o potencial de sequestro de carbono, promovendo o desenvolvimento de inventários de carbono e analisando a distribuição do carbono orgânico através de estimativas, como uma ferramenta para analisar e modelar os efeitos dos diferentes fatores.

Palavras-chave: carbono orgânico no solo; dinâmica do carbono no solo; distribuição vertical de carbono orgânico no solo; teor de carbono orgânico; unidades de solo.

ABSTRACT

Carbon balance and organic carbon distribution analysis are essential tools for assessing the magnitude of carbon reservoirs and modeling the effects of various factors influencing carbon sequestration in soil. This master's dissertation acknowledges the role of soil as the largest terrestrial carbon reservoir, emphasizing its significance in mitigating climate change, and determines the average content of organic carbon at different depths and in different soil units.

The state-of-the-art analysis began with a bibliometric study focusing on the importance of soil in carbon sequestration for climate change mitigation and the factors affecting the quantity of organic carbon in the soil. Ponte de Lima features soil units such as Anthrosols, Cambisols, Fluvisols, Leptosols, and Regosols. The data used to determine the average values of gravimetric content and organic carbon content in the soil were obtained from the World Soil Database.

The obtained results demonstrate that both the gravimetric content and the average organic carbon content decrease with increasing depth. Conversely, some soil units exhibit an increase in average content at greater depths, contrary to the general trend. In the study area, over 40% of the organic carbon is concentrated in Regosols, followed by Anthrosols and Leptosols. Cambisols and Fluvisols have a lower representation in the territory.

The findings contribute to assessing the potential for carbon sequestration, promoting the development of carbon inventories, and analyzing the distribution of organic carbon through estimates, serving as a tool for analyzing and modeling the effects of various factors.

Keywords: organic carbon content; soil carbon dynamics; soil organic carbon; soil organic carbon vertical distribution; soil units.

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AC	Alterações Climáticas
CI	Carbono Inorgânico
CO	Carbono Orgânico
COS	Carbono Orgânico no Solo
DOI	Digital Object Identifier
EUA	Estados Unidos da América
FAO	Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura
GEE	Gases de Efeito de Estufa
GIS	Geographical Information Systems
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
ISRIC	International Soil Reference and Information Centre
LULUCF	Land Use, Land-Use Change and Forestry
MO	Matéria Orgânica
NUTS	Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos
ODS	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
PEE	Pacto Ecológico Europeu
PPL	Produtividade Primária Líquida
UE	União Europeia
WFS	Web Feature Service
WoSIS	World Soil Information Service

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Conjuntos de palavras-chave utilizadas na pesquisa.....	11
Tabela 2.2 - Documentos mais citados no mundo para cada conjunto de palavras-chave utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio: (a) ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’; (b) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’; (c) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’; (d) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’; (e) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ (f) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’	18
Tabela 3.1 - Número de perfis de solo por unidade de solo	36
Tabela 4.1 - Teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo	39
Tabela 4.2 - Teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo	42
Tabela 4.3 - Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo.....	43
Tabela 4.4 - Resultados do teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo do presente estudo comparativamente com o estudo apresentado pela FAO (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura, 2002), onde (*) corresponde aos resultados do presente estudo e (**) corresponde aos resultados apresentados pela FAO.....	45
Tabela 4.5 - Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo.....	48
Tabela 4.6 - CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo em Ponte de Lima.....	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1.1 - Tendências históricas e projeções futuras para emissões de GEE (European Environment Agency, 2022a).....	2
Figura 1.2 - Fontes de emissão de GEE na UE, em 2022 (European Environment Agency, 2022b).....	2
Figura 1.3 - Emissão de GEE em Portugal (1990-2020) (Agência Portuguesa do Ambiente, 2022).....	3
Figura 2.1 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.....	12
Figura 2.2 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.	13
Figura 2.3 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’ e ‘Mediterranean’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio. ...	13
Figura 2.4 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.	14
Figura 2.5 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.	15
Figura 2.6 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.	15
Figura 2.7 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web	

of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio. 16

Figura 2.8 - Correspondência dos autores para cada conjunto de palavras-chave utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio: a) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’; b) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’; c) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’; d) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’; e) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ f) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’. 18

Figura 2.9 - WordCloud para cada conjunto de palavras-chave utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio: (a) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’; (b) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’; (c) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’; (d) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’; (e) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ (f) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’. 20

Figura 2.10 - O papel do solo e a sua gestão na moderação do ciclo global do carbono (adaptado de Lal, Monger, et al., 2021)..... 21

Figura 3.1 - Enquadramento geográfico de Ponte de Lima (adaptado de Direção-Geral do Território, 2023). 33

Figura 3.2 - Carta de Solos (adaptado de Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte, 1995)..... 34

Figura 4.1 - Teor médio de CO na fração de terra fina no concelho de Ponte de Lima: (a) profundidade de 0-30 cm; (b) profundidade de 0-100cm; (c) profundidade de 0-200cm; (d) profundidade de 0-2590cm. 49

1. INTRODUÇÃO

1.1 Enquadramento

As alterações climáticas (AC) são um dos desafios mais importantes que a atualidade enfrenta. O aumento da temperatura média agora, inequivocamente, comprovado está a ocorrer com uma taxa sem precedentes. A concentração crescente de dióxido de carbono (CO₂), bem como de outros Gases de Efeito de Estufa (GEE), como o metano (CH₄) e os óxidos de azoto (NO_x), são os principais impulsionadores do efeito de estufa antropogénico, libertados através da queima de combustíveis fósseis e da biomassa, nomeadamente, da decomposição da matéria orgânica (MO), à superfície e em profundidade no solo (Lehmann et al., 2006), levando à necessidade de estimativas confiáveis das quantidades de carbono Orgânico (CO) que podem ser sequestradas pela vegetação e pelos solos.

Os dados oficiais de emissões de GEE relatados pelos 27 Estados Membros da União Europeia (UE) confirmam que a UE alcançou plenamente as suas metas de clima e energia para 2020. As emissões de GEE da UE em 2020 ficaram 32% abaixo dos níveis de 1990, superando largamente a meta de redução prevista, de 20% para 2020 (European Environment Agency, 2022a). Estimativas de dados preliminares, relatados pelos Estados Membros mais recentemente, sugerem que as emissões de GEE aumentaram 5% em 2021, em comparação com os níveis de 2020. No entanto, essas emissões estimadas permanecem 6% abaixo do nível pré-COVID, de 2019, e mais de 8% abaixo da meta definida para 2020 (Figura 1.1).

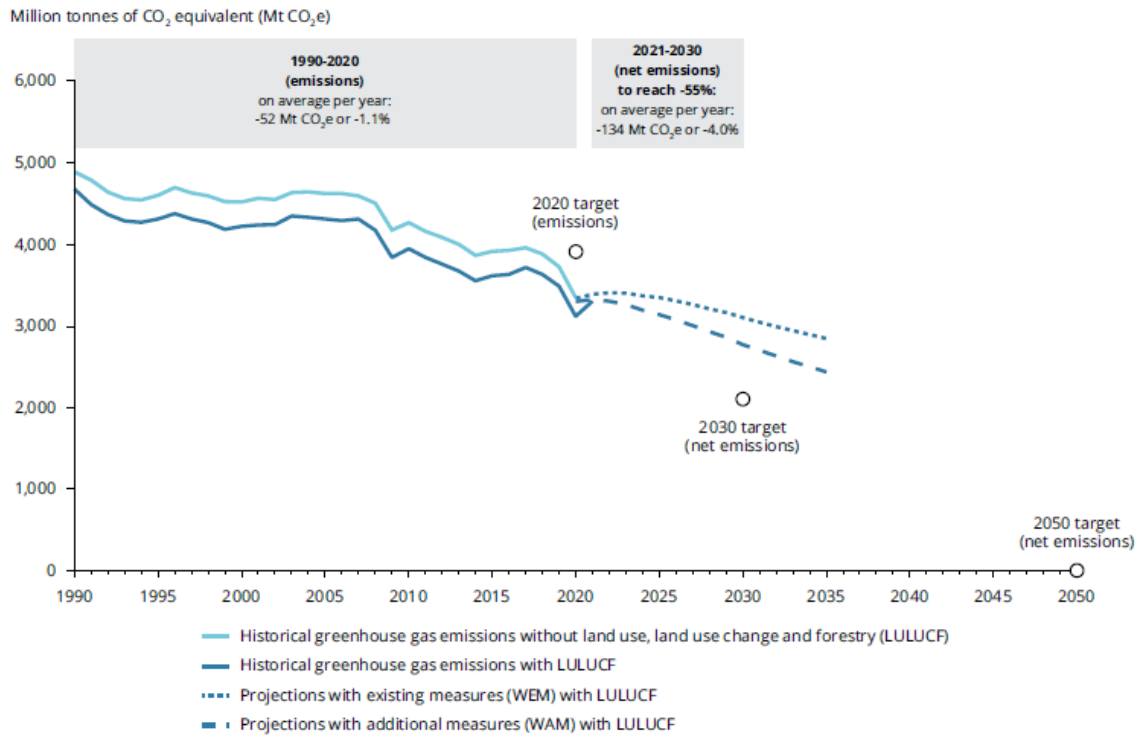


Figura 1.1 - Tendências históricas e projeções futuras para emissões de GEE (European Environment Agency, 2022a).

Ao nível das fontes de emissão de GEE, o setor da energia foi o que mais contribuiu (26%) na UE, em 2022, seguindo-se os setores dos transportes domésticos e da indústria (22%). O setor do uso do solo, mudança no uso do solo e silvicultura apresenta valores negativos (-7%), resultado do seu positivo contributo na capacidade de sequestro de carbono (Figura 1.2) (European Environment Agency, 2022b).

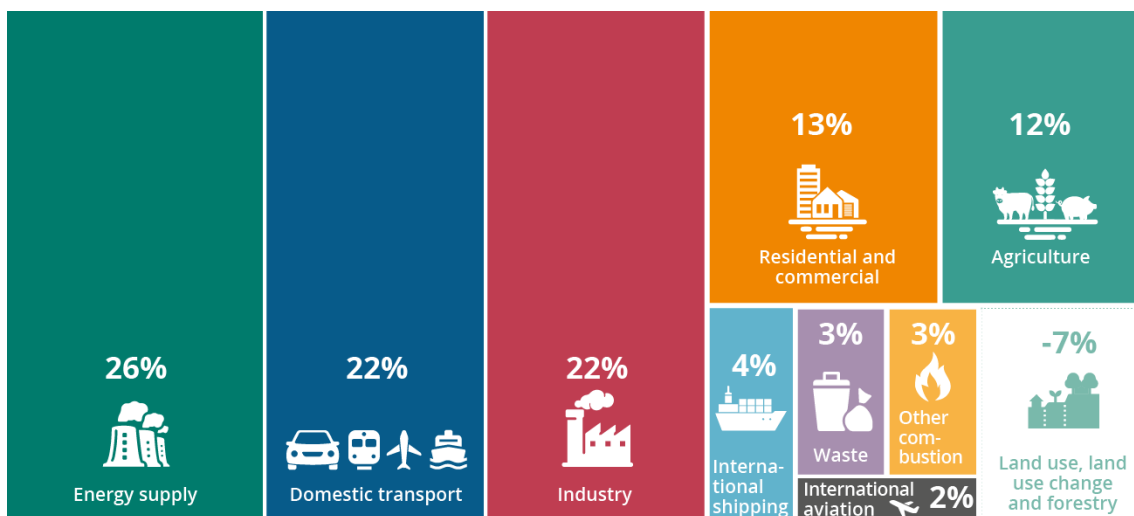


Figura 1.2 - Fontes de emissão de GEE na UE, em 2022 (European Environment Agency, 2022b).

Em Portugal, à semelhança do que tem vindo a ser observado na UE, a emissão de GEE apresenta uma tendência decrescente, após 2005, excetuando-se o ano de 2017 (Figura 1.3). Os dados mais recentes, de 2020, indicam emissões de 52 939,2kt CO₂eq (Agência Portuguesa do Ambiente, 2022), sendo a energia o setor de emissão que mais contribui para as emissões de GEE em Portugal. Por outro lado, verifica-se que, de forma geral, nos 30 anos de referência, o setor da floresta e alteração do uso do solo, tem registado valores negativos de emissão, representando a capacidade do setor em sequestrar carbono (Figura 1.3). Importa, no entanto, referir que, no ano de 2017, o sector da floresta e alteração do uso do solo foi responsável pela emissão de 21 453,80kt CO₂eq, correspondendo a 23% das emissões totais (92 404,1kt CO₂eq) (Agência Portuguesa do Ambiente, 2022).

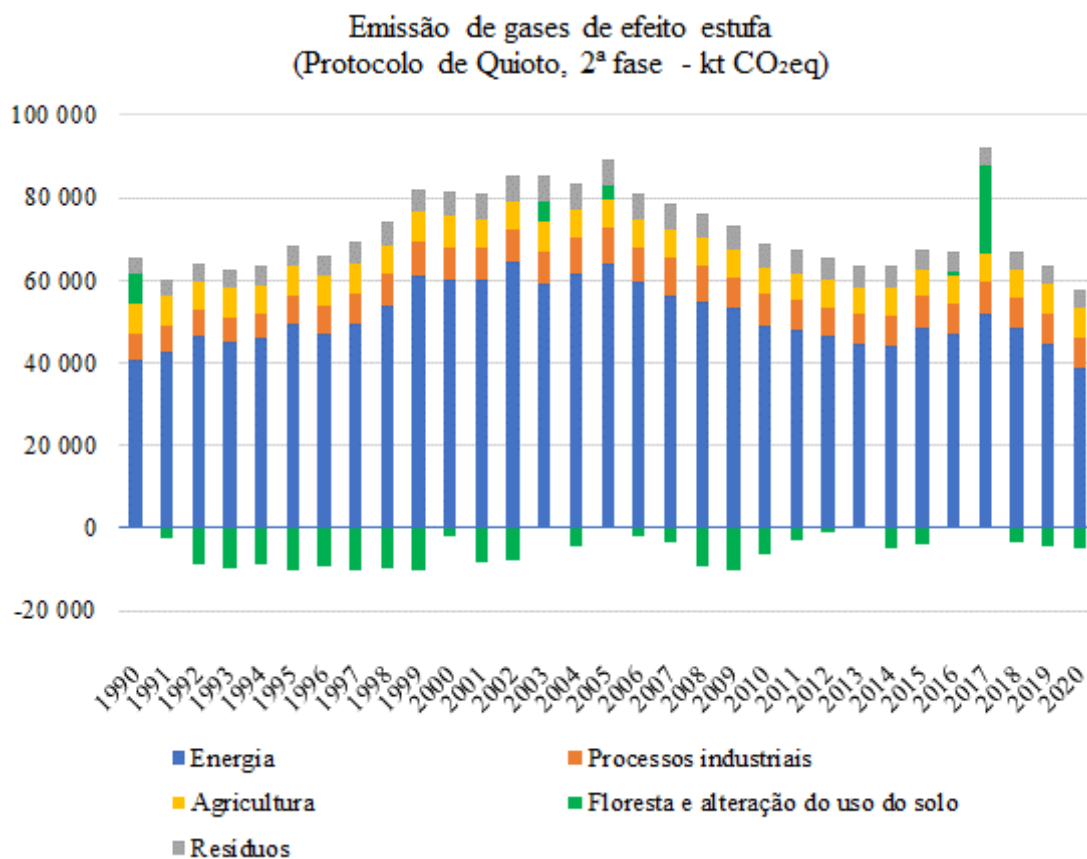


Figura 1.3 - Emissão de GEE em Portugal (1990-2020) (Agência Portuguesa do Ambiente, 2022).

Os aumentos de CO₂ atmosférico conduzem ao aumento no armazenamento de carbono no solo, nomeadamente, através da fotossíntese, das alterações no uso do solo, da resposta da vegetação e do solo ao aquecimento contínuo e das mudanças no ciclo da água (IPCC, 2021).

À escala temporal de décadas e séculos, os principais sumidouros naturais de CO₂ respeitam à absorção pelos oceanos, plantas e solos (IPCC, 2021). Dado que mais de dois terços das reservas de CO terrestre se encontram nos solos (IPCC, 2000; Solomon et al., 2007), este é considerado um fator importante na mitigação das AC (Eurostat, 2021). O papel dos solos como sumidouros de CO₂ atmosférico é ambíguo (Glaser et al., 2002) e diversas estratégias para aumentar a sua capacidade de sequestrar carbono têm sido discutidas na literatura, constatando-se que existe a oportunidade no solo para reduzir as emissões de carbono ou para explorar outras oportunidades de sequestro de carbono (Lal, 2004; Lehmann et al., 2006). O aumento do sequestro de carbono no solo sustenta ainda vários Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas, contribuindo diretamente para o ODS 2 "Acabar com a fome", ODS 13 "Combater as Alterações Climáticas" e ODS 15 "Ecossistemas terrestres e biodiversidade".

No âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (United Nations Framework Convention on Climate Change), os países elaboram inventários de todas as emissões e remoções antropogénicas de GEE, seguindo a orientação metodológica preparada pelo Painel Intergovernamental sobre Alterações Climáticas (IPCC). Esses inventários de GEE incluem o setor "Uso do solo, mudança no uso do solo e silvicultura" ("Land Use, Land-Use Change and Forestry" - LULUCF), abrangendo emissões e sequestro, principalmente através das florestas, mas também de solos cultiváveis, pastagens, pântanos, cultivos, entre outros. Neste seguimento, na UE, a absorção líquida de CO₂ estimada em 2012 foi de 306 milhões de toneladas de CO₂. Este número resulta do equilíbrio entre o sequestro líquido pelas florestas (444 milhões de toneladas de CO₂) e as emissões líquidas de outros ecossistemas (138 milhões de toneladas de CO₂). Os ecossistemas da UE, em particular, as florestas atenuam cerca de 7% de todas as emissões antropogénicas de CO₂ da UE (Vysna et al., 2021).

Na UE existe grande potencial para aumentar as reservas de carbono no solo ao longo das próximas décadas, nomeadamente, através de mudanças nas práticas agrícolas (Batjes, 1998). Neste contexto, a possibilidade de o solo sequestrar carbono deve ser considerada como um potencial meio para mitigar os aumentos das concentrações de CO₂ atmosférico. Não obstante, estudos recentes recomendam algumas precauções, destacando que os esforços destinados a obter o sequestro de carbono no solo são muitas vezes compensados

por outras emissões de GEE (Glaser et al., 2002) e que os solos geralmente apresentam baixo potencial para acumular carbono (Lehmann et al., 2006).

Uma vez que o sequestro de carbono no solo é potencialmente finito, não é permanente (IPCC, 2000) e é difícil de quantificar e verificar, a longo prazo, pode ser considerada uma estratégia arriscada para minimização das AC, em relação à redução direta de emissões. No entanto, a curto prazo, pode ser fundamental para reduzir as concentrações atmosféricas de CO₂ (Smith, 2004).

O equilíbrio entre as entradas e saídas de carbono no solo é perturbado pela mudança no uso do solo até que seja alcançado novamente o equilíbrio. Durante este processo, de acordo com a relação entre entradas e saídas de carbono, o solo pode atuar como fonte de carbono ou como sumidouro de carbono (Guo & Gifford, 2002). Lal (2008) e Lal et al. (2015) indicam que existem inúmeros benefícios no sequestro de carbono pelo solo, nomeadamente,

- a) compensar emissões antropogénicas;
- b) reduzir o aumento líquido na concentração atmosférica de CO₂;
- c) aumentar a qualidade do solo e dos recursos hídricos e as suas funções e serviços ecossistémicos;
- d) diminuir as perdas de nutrientes dos ecossistemas;
- e) reduzir os riscos de erosão;
- f) melhorar os habitats;
- g) melhorar a retenção da água;
- h) restaurar solos degradados;
- i) aumentar a eficiência de uso do solo.

Dados os inúmeros co-benefícios, existe um grande interesse na definição de conceitos, abordagens experimentais, procedimentos de análises laboratoriais e métodos de determinação das taxas de sequestro de carbono no solo através de unidades de plantas, resíduos de plantas e outros sólidos orgânicos, que são armazenados e retidos como parte da MO do solo.

Neste sentido, a quantificação do balanço de carbono dos ecossistemas globais e a análise da distribuição de CO constituem uma ferramenta, não apenas para avaliar a magnitude dos reservatórios globais de carbono, mas também para modelar os efeitos de diferentes fatores envolvidos no potencial de sequestro de Carbono Orgânico no Solo (COS) e definir novos objetivos para a gestão dos ecossistemas.

1.2 Questões-problema

Tendo em conta o exposto no enquadramento temático, verifica-se que durante décadas, aproximadamente, metade das emissões de CO₂ emitidas pelas atividades humanas para a atmosfera foram absorvidas por sumidouros naturais de carbono através da vegetação, solos e oceanos. No entanto, as observações mostram que os processos subjacentes a essa absorção começam a responder ao aumento de CO₂ na atmosfera e às AC de uma forma que enfraquecerá a capacidade da natureza absorver CO₂ no futuro (IPCC, 2021).

A mitigação dos impactos das AC e a restauração dos ecossistemas são dois dos objetivos principais do Pacto Ecológico Europeu (PEE), sendo fundamental assegurar que os ecossistemas possuem capacidade de absorção e armazenamento de grandes quantidades de carbono, reduzindo os níveis atmosféricos de CO₂ e as emissões de GEE das práticas de uso do solo. De forma a beneficiar de todo o potencial existente, torna-se fundamental conhecer as capacidades de armazenamento e sequestro de carbono dos habitats, nas suas condições atuais e quanto carbono pode ser sequestrado para atingir as metas da UE, as medidas disponíveis para aumentar as reservas de carbono nos habitats, as sinergias e compensações entre essas medidas e os serviços de ecossistema.

Ao nível da UE, conforme referido anteriormente, foram realizados inventários (LULUCF) que estimam as emissões e remoções de GEE, como volumes anuais de CO₂ resultantes do uso direto do solo induzido pelo homem, mudanças no uso do solo e atividades florestais. Todos os países da UE relatam para cada categoria de uso do solo o seu papel como fonte ou sumidouro de CO₂. No entanto, os valores reportados não fornecem informações sobre as emissões e sequestro separadamente para cada ecossistema.

Outro aspeto relativo às reservas de CO que parece incompreendido respeita à capacidade de sequestro de carbono por unidade de solo, distribuição do CO nas camadas verticais do solo e as suas relações com a vegetação e uso do solo. Neste sentido, o presente estudo visa fornecer respostas às seguintes questões:

- a) Quais as funções que o solo desempenha no sequestro de carbono e na mitigação dos efeitos das AC?
- b) Quais os fatores que influenciam a capacidade do solo em armazenar carbono?
- c) Quais são os padrões de armazenamento de carbono no solo às diferentes profundidades e por unidade de solo?
- d) Qual o potencial do solo como sumidouro natural de carbono em Ponte de Lima?

1.3 Objetivos

De forma a atender a problemática de estudo, a presente dissertação tem como objetivo primordial demonstrar o potencial de sequestro de carbono em diferentes unidades de solos, concretamente, no Município de Ponte de Lima. De forma a atender ao objetivo principal, o presente estudo tem como objetivos específicos:

- a) Elaborar uma análise bibliométrica e revisão do estado da arte incidindo numa visão abrangente dos múltiplos papéis que o solo desempenha, com especial ênfase na sua função significativa no sequestro de carbono e na mitigação dos efeitos das AC;
- b) Identificar os principais indicadores que afetam a capacidade do solo em sequestrar carbono;
- c) Identificar as unidades de solos presentes no concelho de Ponte de Lima;
- d) Determinar os valores médios do teor gravimétrico de COS, a diferentes profundidades e para diferentes unidades de solo;
- e) Calcular os teores de COS, a diferentes profundidades e para diferentes unidades de solo;
- f) Calcular o potencial de sequestro de COS no concelho de Ponte de Lima, a diferentes profundidades.

1.4 Motivação

O aumento da concentração de CO₂ representa um desequilíbrio entre as fontes de carbono e as reservas na biogeosfera, tornando-se fundamental avaliar o potencial de sequestro de carbono em diferentes ecossistemas terrestres e, em particular, em diferentes unidades de solo.

Dada a complexidade e o elevado número de fatores relacionados com o desenvolvimento do solo e que influenciam as dinâmicas do COS, como formação do solo, material de origem, topografia, clima e organismos, existem grandes dificuldades em distinguir com sucesso as diferenças de CO nas diferentes unidades de solo e em diferentes profundidades. As diferenças entre as unidades de solo, os diferentes usos e os fatores de formação do solo devem ser considerados ao identificar as opções de gestão para aumentar as reservas de carbono no solo.

É nesta base que se encontra a motivação para a realização deste estudo, uma vez que se trata de uma área onde já foram dados passos importantes, mas que a complexidade da temática permite que ainda exista muito caminho a percorrer, nomeadamente, no que respeita ao potencial de sequestro de carbono em diferentes unidades de solo e a diferentes profundidades.

O presente estudo visa contribuir para o aumento do conhecimento na área do potencial do solo em sequestrar carbono, potenciando a adoção de estratégias que visam manter e aumentar as reservas de carbono no solo que, conseqüentemente, trazem benefícios e co-benefícios para os serviços ecossistémicos.

1.5 Organização do trabalho

O presente relatório encontra-se dividido em 6 capítulos e anexos, cujas temáticas se encontram organizadas da seguinte forma:

- Capítulo 1, corresponde ao presente capítulo, fornece um enquadramento e contextualização da problemática de estudo bem como a sua importância, definem-se os objetivos, apresenta-se a motivação e descreve-se a estrutura do relatório.
- Capítulo 2, elabora-se a revisão da literatura, que se divide em 3 subcapítulos, designadamente,
 - o primeiro subcapítulo é dedicado ao processo de análise bibliométrica, aprofundado através do pacote “Bioblmetrix”, mais concretamente, com recurso à ferramenta “Biblioshiny”;
 - o segundo subcapítulo é dedicado à apresentação de dados das publicações, nomeadamente, autores, anos de publicação, país de origem, número de citações, número de publicações e informações do periódico, sendo compilados e organizados para facilitar a extração de dados mais relevantes;
 - o terceiro subcapítulo, tendo como premissas de base os resultados da análise bibliométrica, é dedicado à caracterização do estado da arte, direcionada para o COS, respetivos indicadores, o sequestro de carbono e as AC.
- Capítulo 3, apresenta-se os materiais e métodos, que se dividem em 3 subcapítulos, designadamente,
 - o primeiro subcapítulo é dedicado ao enquadramento geográfico e caracterização quanto às unidades pedológicas presentes na área de estudo;

- o segundo subcapítulo é dedicado à apresentação da base de dados utilizada, WoSIS, que fornece dados de perfil de solo padronizados e com qualidade para apoiar o mapeamento digital de solo e aplicações ambientais em níveis de larga escala;
 - o terceiro subcapítulo é dedicado aos procedimentos adotados para o tratamento de dados.
- Capítulo 4, apresenta-se os resultados obtidos, que se divide em 5 subcapítulos, designadamente,
 - o primeiro subcapítulo é dedicado aos resultados obtidos para o teor gravimétrico de CO na fração de terra fina, calculado a diferentes profundidades, para 34 unidades de solo;
 - o segundo subcapítulo é dedicado aos resultados obtidos para o teor gravimétrico de CO na fração de terra fina, calculado a diferentes profundidades, para as 5 unidades de solo presentes na área de estudo;
 - o terceiro subcapítulo é dedicado ao teor médio de CO na fração de terra fina, calculado a diferentes profundidades, para 34 unidades de solo;
 - o quarto subcapítulo é dedicado ao teor médio de CO na fração de terra fina, calculado a diferentes profundidades, para as 5 unidades de solo presentes na área de estudo;
 - o quinto subcapítulo é dedicado à quantidade de CO na fração de terra fina, calculado a diferentes profundidades, para as 5 unidades de solo presentes na área de estudo.
- Capítulo 5, elabora-se a discussão através da comparação dos resultados obtidos relativos ao teor médio de CO na fração de terra fina, calculado a diferentes profundidades, para 10 unidades de solo, com o estudo apresentado pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), em 2002. Ainda, para o caso de estudo, procurou-se compreender quais as unidades de solo que apresentam maior potencial de sequestro de carbono e de que forma as práticas sustentáveis de uso do solo, podem contribuir para a conservação e aumento do potencial do solo em sequestrar C.
- Capítulo 6, descrevem-se conclusões destacando-se as principais questões que influenciam a capacidade do solo em sequestrar carbono e a importância da uniformização detalhada e com a qualidade desejada das bases de dados de solos;

- Anexos, apresenta-se as contribuições, nomeadamente, publicação científica em revista.

No final da presente dissertação apresenta-se a listagem de toda a bibliografia consultada de acordo com o sistema de referência American Psychological Association, sétima edição (American Psychological Association 7th edition).

No que diz respeito às tabelas e figuras, estas encontram-se identificadas com referência ao capítulo em que são apresentadas e, por conseguinte, numerados sequencialmente no capítulo respetivo, sendo a numeração constituída pelo número do capítulo e o número da tabela ou figura e reiniciada quando se transita para o capítulo seguinte.

1.6 Publicações

A presente dissertação abordou um tema diferenciador, tendo como principal objetivo o aumento do conhecimento na área do potencial do solo em sequestrar carbono, mas também a obtenção do grau académico de mestre. O cumprimento de tarefas, previamente delineadas, e os resultados permitiram estimular a discussão e a troca de ideias que, frequentemente, resultam no aperfeiçoamento dos resultados obtidos, tendo sido submetidos ao escrutínio da comunidade científica.

Em consonância com essa abordagem, a principal contribuição decorrente desta dissertação permitiu reconhecer a importância do solo como um reservatório de carbono e enfatizar o seu papel na mitigação das alterações climáticas, através da realização de um estudo bibliométrico, que lançou as bases para uma revisão da literatura sobre o sequestro de carbono, destacando as variáveis que afetam a capacidade do solo de sequestrar carbono.

Em suma, a publicação ao qual a contribuição da presente dissertação deu origem, aborda a importância do solo no contexto das alterações climáticas, cujo artigo científico foi publicado na revista científica *Soil System*, conforme apresentado em Anexo 1.

2. REVISÃO DA LITERATURA

2.1 Análise bibliométrica

Os processos de análise bibliométrica devem ser definidos, primeiramente, através da escolha da base de dados que será consultada na análise. Dado o elevado volume de artigos relacionados com a temática presente, escolheu-se a base de dados *Scopus*, consultada em 18 de novembro de 2022.

Os resultados obtidos na pesquisa realizada na base de dados *Scopus* foram exportados no formato BibTeXGenericName, que contém informações técnicas relativas à publicação como informações de citação (título do documento, autores, ano, origem, volume, edição, páginas, Digital Object Identifier (DOI)), informações bibliográficas (afiliações, identificadores de série, idioma do documento original), resumo e palavras-chave (abstract, palavras-chave do autor, palavras-chave do índice).

O levantamento dos artigos científicos realizou-se através de palavras-chave específicas que foram determinadas através de várias tentativas de combinações de palavras-chave, redigidas em língua inglesa. Estas combinações foram pesquisadas nos títulos, resumos e/ou palavras-chave dos artigos. Com o objetivo de limitar a pesquisa, foram ainda adicionados os filtros de ‘Área de estudo’, limitando a Ciência Ambiental e Ciências Agrárias e Biológicas, e ‘Tipo de Documento’, limitando a Revisão. Para a pesquisa foram utilizados os conjuntos de palavras-chave apresentados na Tabela 2.1.

Tabela 2.1 - Conjuntos de palavras-chave utilizadas na pesquisa

Palavras-chave	N.º de publicações
‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’	134
‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’	995
‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’ e ‘Mediterranean’	13
‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’	433
‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’	154
‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’	98
‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’	259

Posteriormente, os resultados da pesquisa foram aprofundados através do pacote “Bioblmetrix” (Aria & Cuccurullo, 2017), mais concretamente, com recurso à ferramenta

“Biblioshiny”, disponível no software *RStudio*, versão 5599.7.2.0, onde os dados das publicações como autores, anos de publicação, país de origem, número de citações, número de publicações e informações do periódico são compilados e organizados para facilitar a extração de dados mais relevantes. De forma a facilitar o tratamento dos dados e adequar a leitura dos mesmos, os dados foram exportados para formato *Excel*.

2.2 Resultados da análise bibliométrica

A análise bibliométrica aos documentos de revisão publicados para os vários conjuntos de palavras-chave, consultadas em 18 de novembro de 2022, permite verificar que as primeiras publicações surgiram nos anos de 1995 e 1997 e que existe uma tendência crescente no interesse pelo tema, revelando, no entanto, padrões distintos.

Os resultados obtidos para o primeiro conjunto de palavras-chave, ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’, resultaram em 134 documentos, abrangendo desde 1995, data da primeira referência publicada, até o ano de 2022, apresentando uma tendência crescente no n.º de publicações, tendo duplicado nos últimos anos, concretamente, registaram-se 13 publicações em 2020 e 26 publicações em 2021 (ver Figura 2.1).

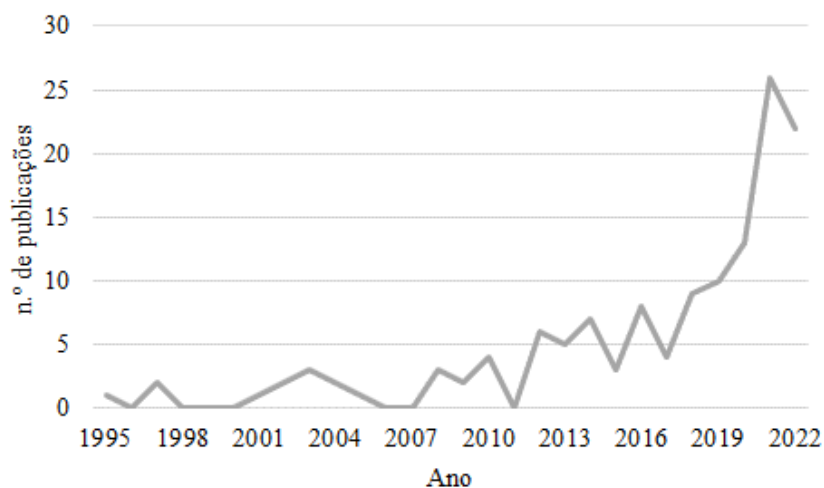


Figura 2.1 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.

Os resultados obtidos para as palavras-chave, ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’, resultaram em 995 documentos, abrangendo desde 1997, data da primeira referência publicada, já tendo sido registadas publicações para o ano de 2023, apresentando uma tendência crescente no n.º de publicações, ultrapassando as 100 publicações em 2021 (registando-se 122

publicações), verifica-se ainda que para o ano de 2023 já existem 4 publicações registradas (ver Figura 2.2).

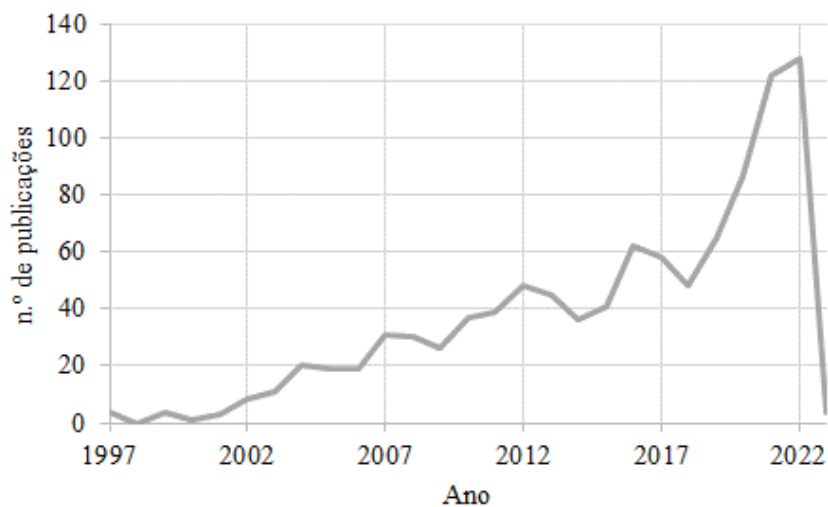


Figura 2.2 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.

Os resultados obtidos para as palavras-chave, ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’ e ‘Mediterranean’, resultaram em 13 documentos, abrangendo desde 2002, data da primeira referência publicada, até o ano de 2022, verificando-se que, nos últimos 3 anos (2020, 2021 e 2022), a tendência do n.º de publicações se manteve, registrando-se apenas 1 publicação por ano (ver Figura 2.3).

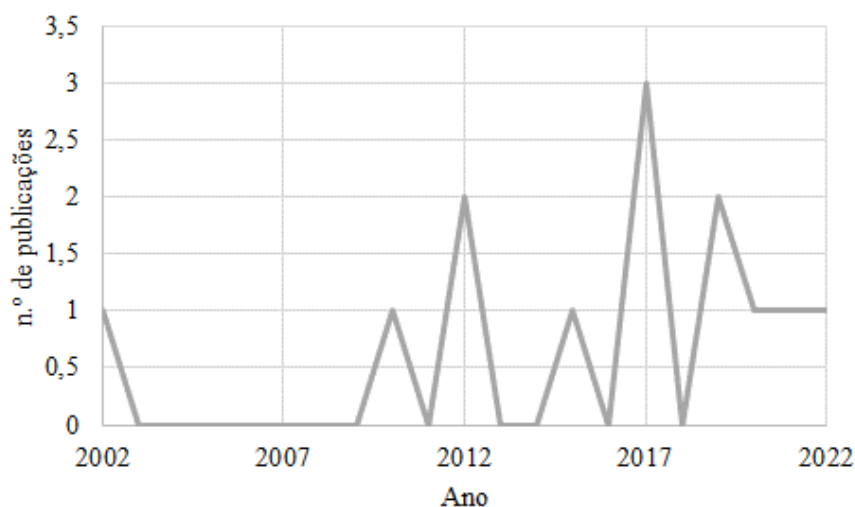


Figura 2.3 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’ e ‘Mediterranean’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.

Os resultados obtidos para as palavras-chave, ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’, resultaram em 433 documentos, abrangendo desde 1997, data da primeira referência publicada, já tendo sido registadas publicações para o ano de 2023, verificando-se que existe uma tendência crescente no n.º de publicações, tendo-se registado nos últimos anos (2020, 2021, 2022) mais de 160 publicações. Averiguou-se ainda que já foram registadas 2 publicações para o ano de 2023 (ver Figura 2.4).

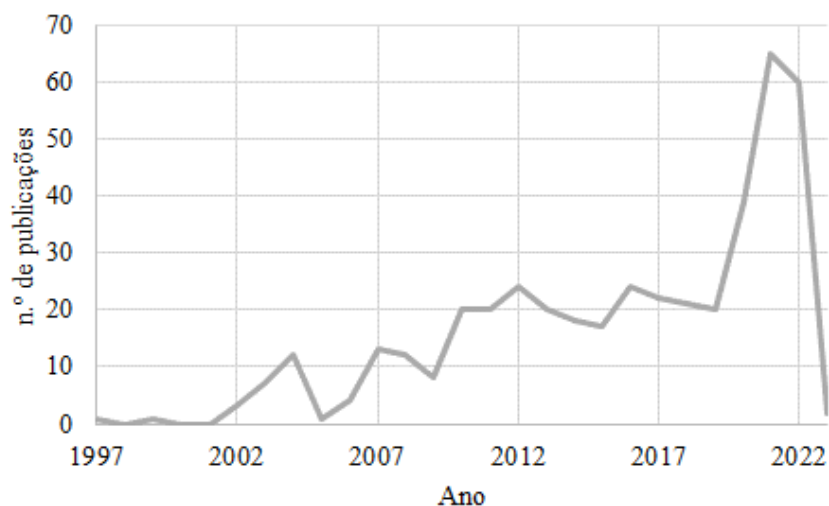


Figura 2.4 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.

Os resultados obtidos para as palavras-chave, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’, resultaram em 154 documentos, abrangendo desde 1999, data da primeira referência publicada, até o ano de 2022, verificando-se uma tendência crescente nos últimos anos, sobretudo a partir de 2019, tendo-se registado mais do dobro das publicações (10 publicações), face ao ano anterior (4 publicações). Em média, nos últimos 4 anos (2019, 2020, 2021 e 2022) foram publicados 16 artigos por ano (ver Figura 2.5).

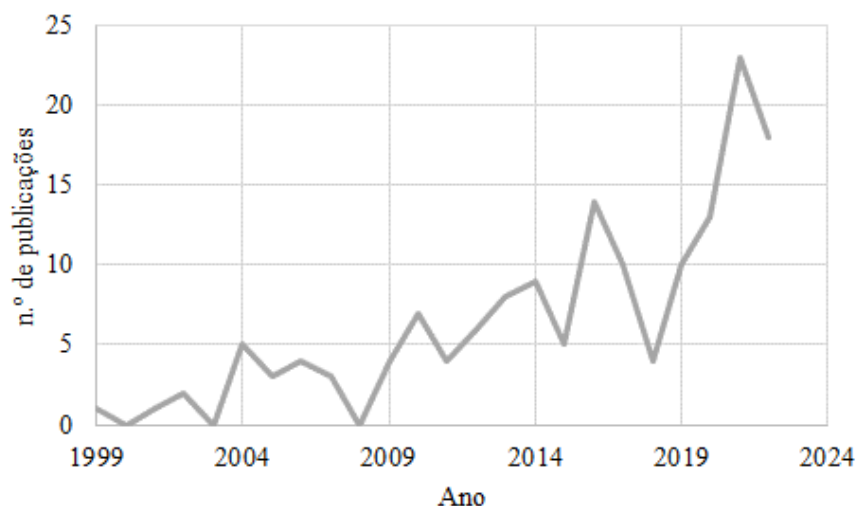


Figura 2.5 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.

Os resultados obtidos para as palavras-chave, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’, resultaram em 98 documentos, abrangendo desde 1997, data da primeira referência publicada, até o ano de 2022, verificando-se, apesar de algumas oscilações, uma tendência crescente no número de publicações nos últimos 4 anos (2019, 2020, 2021 e 2022), tendo se registrado um maior número de publicações em 2021 (12 publicações) (ver Figura 2.6).

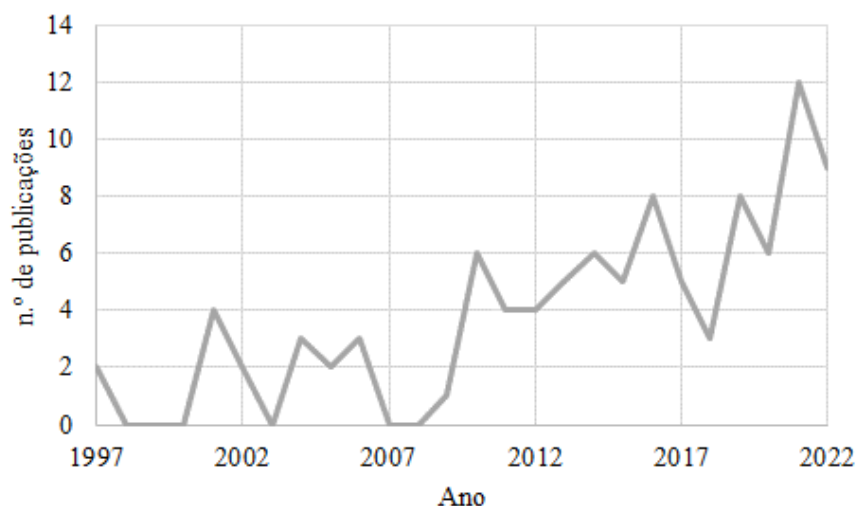


Figura 2.6 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.

Os resultados obtidos para as palavras-chave, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’, resultaram em 259 documentos, abrangendo desde 1997, data da primeira referência publicada, até o ano de 2022, verificando-se uma tendência crescente no número de publicações, tendo-se registado nos últimos 2 anos, 2021 e 2022, o maior número de publicações, 34 e 28 publicações, respetivamente (ver Figura 2.7).

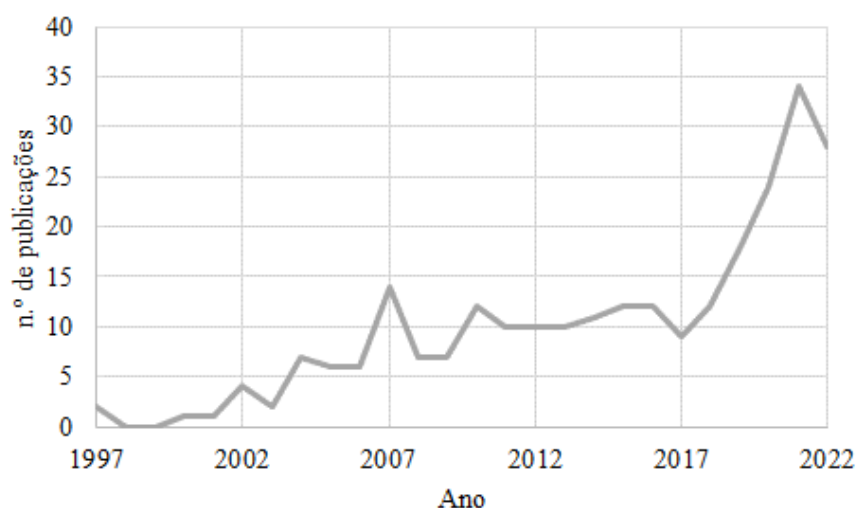


Figura 2.7 - Produção científica anual para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’ utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote Bibliometrix (ferramenta Biblioshiny) no RStudio.

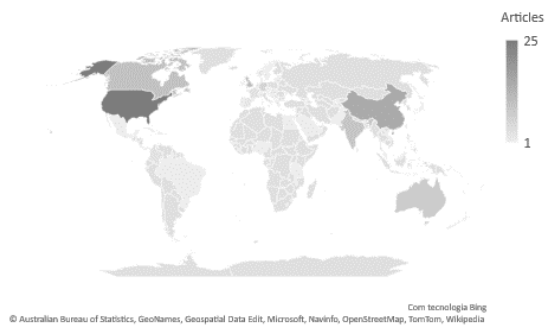
A revista científica internacional "Science of The Total Environment" é frequentemente citada em vários grupos de palavras-chave relacionados à captura e sequestro de carbono do solo, incluindo aqueles que incorporam as AC, uso do solo e MO, designadamente, para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’, para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’, para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’, para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ e para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’.

Por outro lado, a revista científica "Agronomy for Sustainable Development" é citada com destaque pelo grupo de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’ e ‘Mediterranean’. O "Journal of Environmental Management" é a principal fonte quando se trata do conjunto de palavras-chave 'Carbon', 'Sequestration', 'Soil' e 'Types'.

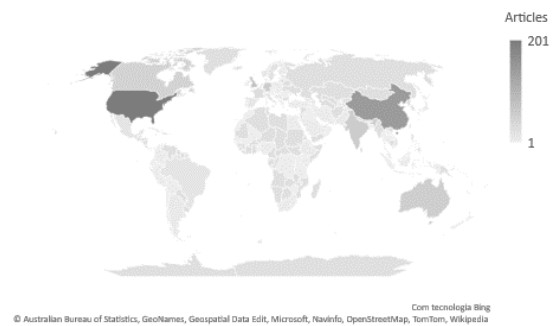
Em relação aos países com mais autores que publicam sobre a temática em análise, Estados Unidos da América (EUA), China e Reino Unido aparecem com maior frequência. Notavelmente, os EUA lideram a maioria dos grupos de palavras-chave. A China assume a liderança no conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’. Para o conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’, a Alemanha também aparece com destaque depois dos EUA e da China. Na Figura 2.8 é possível analisar as ilustrações que refletem o descrito.

Refira-se ainda que não tendo sido possível determinar as origens dos autores para o conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’ e ‘Mediterranean’, dado o número limitado de publicações, não se irá continuar com a análise a este conjunto de palavras-chave.

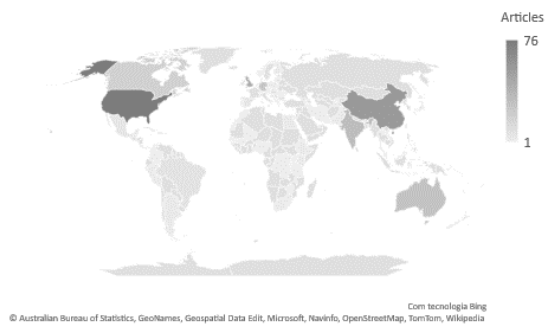
a)



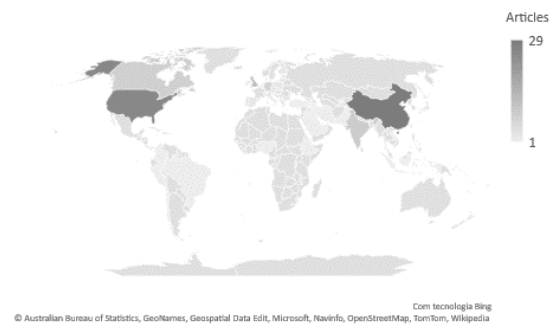
b)



c)



d)



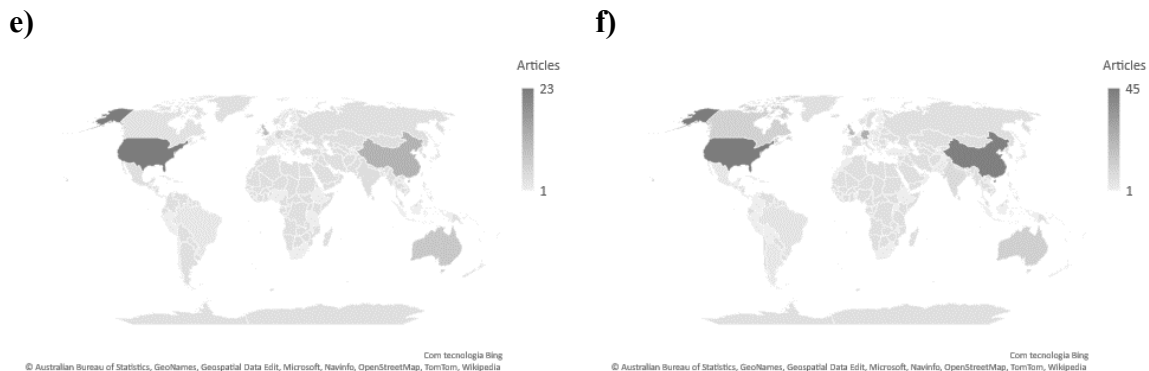


Figura 2.8 - Correspondência dos autores para cada conjunto de palavras-chave utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote *Bibliometrix* (ferramenta *Biblioshiny*) no *RStudio*: a) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’; b) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’; c) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’; d) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’; e) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ f) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’.

Para os 6 conjuntos de palavras-chave os 5 documentos mais citados no mundo, DOI e respectivo número de citações encontram-se apresentados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2 - Documentos mais citados no mundo para cada conjunto de palavras-chave utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote *Bibliometrix* (ferramenta *Biblioshiny*) no *RStudio*: (a) ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’; (b) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’; (c) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’; (d) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’; (e) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ (f) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’

	Documento	DOI	N.º total de citações
a)	DUNGAIT JAJ, 2012, GLOBAL CHANGE BIOL	10.1111/j.1365-2486.2012.02665.x	942
	MCCORMACK ML, 2015, NEW PHYTOL	10.1111/nph.13363	702
	PAUSTIAN K, 1997, SOIL USE MANAGE	10.1111/j.1475-2743.1997.tb00594.x	692
	NAIR PKR, 2009, J PLANT NUTR SOIL SCI	10.1002/jpln.200800030	522
	FUSS S, 2018, ENVIRON RES LETT	10.1088/1748-9326/aabf9f	491
b)	SIX J, 2002, PLANT SOIL	10.1023/A:1016125726789	2803
	AHMAD M, 2014, CHEMOSPHERE	10.1016/j.chemosphere.2013.10.071	2681
	BRONICK CJ, 2005, GEODERMA	10.1016/j.geoderma.2004.03.005	2560

	Documento	DOI	N.º total de citações
	LEHMANN J, 2006, MITIGATION ADAPT STRATEG GLOBAL CHANGE	10.1007/s11027-005-9006-5	2138
	LAL R, 2004, GEODERMA	10.1016/j.geoderma.2004.01.032	2137
c)	LAL R, 2004, GEODERMA	10.1016/j.geoderma.2004.01.032	2137
	ATKINSON CJ, 2010, PLANT SOIL	10.1007/s11104-010-0464-5	1432
	BURNS RG, 2013, SOIL BIOL BIOCHEM	10.1016/j.soilbio.2012.11.009	1206
	LUO Y, 2004, BIOSCIENCE	10.1641/0006-3568(2004)054[0731:PNLOER]2.0.CO;2	978
	OLESEN JE, 2002, EUR J AGRON	10.1016/S1161-0301(02)00004-7	972
d)	AHMAD M, 2014, CHEMOSPHERE	10.1016/j.chemosphere.2013.10.071	2681
	LEHMANN J, 2006, MITIGATION ADAPT STRATEG GLOBAL CHANGE	10.1007/s11027-005-9006-5	2138
	JONES DL, 2009, PLANT SOIL	10.1007/s11104-009-9925-0	965
	DIACONO M, 2010, AGRON SUSTAINABLE DEV	10.1051/agro/2009040	844
	KIMBALL BA, 2002, ADV AGRON	10.1016/s0065-2113(02)77017-x	758
e)	LEHMANN J, 2006, MITIGATION ADAPT STRATEG GLOBAL CHANGE	10.1007/s11027-005-9006-5	2138
	JACOBSON MZ, 2009, ENERGY ENVIRON SCI	10.1039/b809990c	1198
	WIESMEIER M, 2019, GEODERMA	10.1016/j.geoderma.2018.07.026	554
	SMITH P, 2004, EUR J AGRON	10.1016/j.eja.2003.08.002	431
	THEVENOT M, 2010, SOIL BIOL BIOCHEM	10.1016/j.soilbio.2010.03.017	398
f)	SIX J, 2002, PLANT SOIL	10.1023/A:1016125726789	2803
	GLASER B, 2002, BIOL FERTIL SOILS	10.1007/s00374-002-0466-4	1894
	ATKINSON CJ, 2010, PLANT SOIL	10.1007/s11104-010-0464-5	1432
	SIX J, 2006, SOIL SCI SOC AM J	10.2136/sssaj2004.0347	1235
	LUO Y, 2004, BIOSCIENCE	10.1641/0006-3568(2004)054[0731:PNLOER]2.0.CO;2	978

A partir do WordCloud gerado com as 50 palavras mais citadas nas palavras-chave dos seis conjuntos de palavras-chave (Figura 2.9), fica evidente que as principais palavras-chave compreendem ‘carbon dioxine’, ‘carbon sequestration’, ‘climate change’, ‘soil’, ‘carbon’, ‘organic carbon’, ‘soil carbon’, ‘soil organic matter’, ‘carbon’, ‘soils’, ‘biodiversity’ e ‘biomass’.

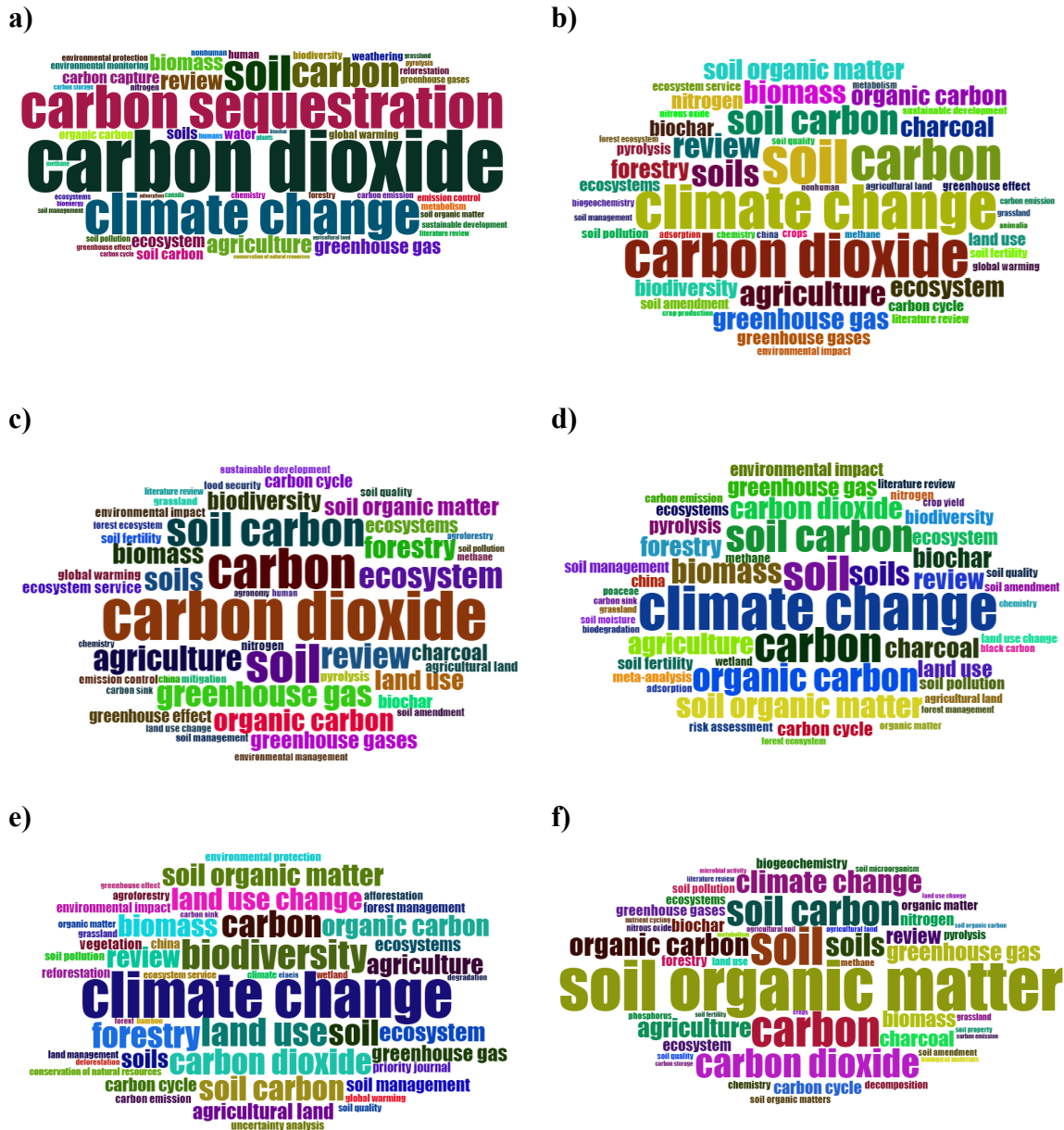


Figura 2.9 - WordCloud para cada conjunto de palavras-chave utilizadas na pesquisa na base de dados Web of Science e que foram processadas no pacote *Bibliometrix* (ferramenta *Biblioshiny*) no *RStudio*: (a) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Capture’; (b) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’ e ‘Sequestration’; (c) conjunto de palavras-chave ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’ e ‘Change’; (d) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’ e ‘Types’; (e) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’ e ‘Use’ (f) conjunto de palavras-chave ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’ e ‘Matter’.

Os resultados obtidos da presente análise bibliométrica serão o ponto de partida para a análise do estado da arte, nomeadamente, através da leitura e análise de artigos científicos de revisão mais citados.

2.3 Análise do estado da arte

2.3.1 Enquadramento

Os solos são uma componente importante do ciclo global do carbono, correspondendo ao maior reservatório de carbono terrestre, que inclui o CO do solo (cerca de 1526PgC¹) e o Carbono Inorgânico (CI) do solo (cerca de 940PgC) (Figura 2.10).

Os solos possuem a capacidade de armazenar carbono por longos períodos, sendo que alterações significativas nos reservatórios de carbono poderiam alterar substancialmente a concentração atmosférica de CO₂. Ainda, garantir os níveis de carbono nos reservatórios é essencial para diminuir os riscos de erosão e degradação, reter água e nutrientes e melhorar a estrutura do solo (Lal, 2004). Estimativas feitas à profundidade de 1 m, indicam que o solo (2500PgC) e a vegetação (620PgC) possuem três vezes mais carbono do que a atmosfera (880PgC) (Lal, Monger, et al., 2021).

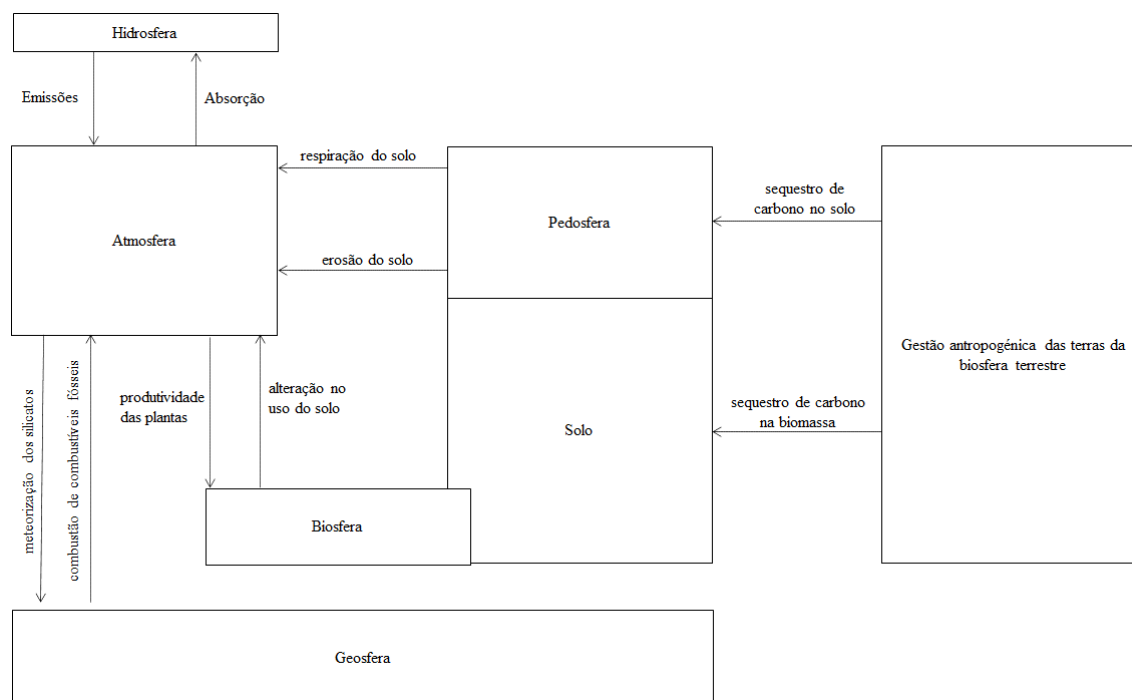


Figura 2.10 - O papel do solo e a sua gestão na moderação do ciclo global do carbono (adaptado de Lal, Monger, et al., 2021).

2.3.2 Carbono orgânico no solo

Embora o CO₂ atmosférico possa dissolver-se na humidade do solo estas quantidades são relativamente pequenas, sendo a fotossíntese o principal método de transferência de carbono

¹ 1PgC = 1 picograma de carbono = mil milhões de toneladas métricas de carbono.

para o solo (Kell, 2011). Neste sentido, a taxa de acumulação de carbono num ecossistema resulta, sobretudo, da produtividade primária líquida (PPL) do ecossistema, que é igual à diferença entre a entrada de carbono através da fotossíntese e a saída através da respiração (Herold et al., 2014; Luo et al., 2004; von Lützow & Kögel-Knabner, 2009). A taxa de acumulação de carbono nos ecossistemas diminui com o tempo devido ao aumento gradual da respiração. Elevadas concentrações de CO₂ estimulam as entradas de carbono nos ecossistemas e resultam no sequestro de carbono (C) e azoto (N) na MO e na biomassa vegetal de longa duração (Luo et al., 2004).

Os níveis originários de carbono no solo são, fundamentalmente, determinados pelo equilíbrio entre as entradas de MO, principalmente como resíduos de plantas, raízes e exsudados radiculares, e as saídas (perdas) de MO, causadas pela decomposição, respiração, erosão, acidificação, lixiviação, esgotamento de nutrientes, alterações na estrutura e contaminação (Fuss et al., 2018; Jandl et al., 2007; Lal, 2004, 2008; Poeplau & Don, 2015; Six et al., 2006), sob as condições originárias (como exemplo, regimes de produtividade, humidade e temperatura). No entanto, uma vez que, evidências empíricas demonstram que os níveis de carbono em ecossistemas agrícolas e pastoris intensivamente manuseados podem exceder aqueles registados nas condições originárias (Six et al., 2002), os níveis originários não representam necessariamente um limite superior às reservas de carbono do solo.

Apesar das lentas taxas de produção de COS em comparação com outros fluxos no ciclo do carbono, é a relativa estabilidade em relação à decomposição microbiana que facilita a sua acumulação (Atkinson et al., 2010). No entanto, o potencial de sequestro de carbono nos solos pode ser muito menor do que o esperado, uma vez que quanto mais carbono é armazenado nos solos, maior é a decomposição pela atividade biológica (Chaplot et al., 2010). Ainda, fatores como a degradação do solo e o aumento das emissões de CO₂ do solo, causadas pela respiração, podem diminuir as reservas de COS (Atkinson et al., 2010; Lal, 2004).

O COS também pode diminuir radicalmente devido a algumas mudanças induzidas pelo homem no solo, como a conversão de ecossistemas naturais em agrícolas, uma vez que, aumenta a temperatura máxima do solo e diminui o armazenamento de água, na zona radicular, especialmente em solos agrícolas drenados (Lal, 2004; Solomon et al., 2007), afetando a estrutura e aumentando da taxa de degradação do solo. Neste sentido, o histórico

de uso do solo tem um forte impacto nas reservas de COS (Guo & Gifford, 2002; Pulleman et al., 2000).

Lal (2004), aponta as principais funções dos reservatórios de COS, como sendo:

- a) Fonte e sumidouro dos principais nutrientes das plantas (por exemplo, N, P, S, Zn, Mo);
- b) Fonte da densidade de carga e responsável pela troca iônica;
- c) Retenção de água em locais com baixo potencial de humidade conduzindo ao aumento da capacidade de água disponível;
- d) Promotor de agregação do solo;
- e) Alta capacidade de infiltração de água e baixas perdas por escoamento superficial;
- f) Substrato para energia da biota do solo conduzindo ao aumento da biodiversidade do solo;
- g) Fonte de resistência dos agregados do solo conduzindo à redução da suscetibilidade à erosão;
- h) Alta eficiência no uso de nutrientes e água devido à redução das perdas por drenagem, vaporização e volatilização;
- i) Tampão contra flutuações bruscas na reação do solo (pH) devido à aplicação de corretivos agrícolas;
- j) Regulador da temperatura do solo através do seu efeito na cor e no albedo do solo.

Além disso, Lal (2004), refere ainda que existem funções externas dos reservatórios de COS, que têm importância econômica e ambiental, nomeadamente,

- a) Reduz a carga de sedimentos em linhas de água superficial;
- b) Filtra os poluentes de produtos químicos agrícolas;
- c) Reatores para a biodegradação de contaminantes;
- d) Protege as emissões de GEE do solo para a atmosfera.

As estratégias, com múltiplos benefícios para a qualidade da água, produtividade de biomassa e redução das emissões de CO₂, passam por restaurar os solos e os ecossistemas degradados (Lal, 2008), manter e melhorar as reservas de carbono no solo, otimizar a produtividade, diminuir as taxas de decomposição, adotar sistemas agrícolas eficazes para a conservação e manuseamento criterioso da erosão do solo (Eurostat, 2021; IPCC, 2021; Lal,

2004), nomeadamente, através da seleção de variedades ou espécies apropriadas com maior massa radicular (Kell, 2011), práticas agrícolas sustentáveis, como culturas mistas, culturas de cobertura e rotação de culturas (Poeplau & Don, 2015), o uso apropriado de correções do solo (Bronick & Lal, 2005) e, ainda, recorrer a pastagens melhoradas ou agroflorestais redistribuídas em horizontes mais profundos do solo ou da eliminação de queimadas (Batjes, 1998). Uma vez que uma adequada gestão agrícola tem frequentemente uma série de outros benefícios ambientais e económicos para além do potencial de mitigação das AC, as estratégias para aumentar o armazenamento de carbono no solo são atrativas como parte de políticas integradas de sustentabilidade (Smith, 2004).

2.3.3 Indicadores de carbono orgânico no solo

2.3.3.1 Clima

As condições climáticas, nomeadamente, a temperatura média anual e a precipitação, influenciam a quantidade e a distribuição vertical de COS, bem como o seu armazenamento, tanto a nível global como a escalas (sub-)regionais, afetando tanto a entrada de carbono no solo como a decomposição do COS (Bronick & Lal, 2005; Glaser & Amelung, 2003; Gray et al., 2015; Jandl et al., 2007; Meier & Leuschener, 2010; Tiessen et al., 2001; Wiesmeier et al., 2019).

O teor de COS varia nas diferentes regiões, uma vez que as baixas temperaturas e o alagamento inibem a decomposição e a mineralização, resultando na acumulação de CO (Franzluebbers et al., 2001; Viscarra Rossel et al., 2014), sendo por isso o teor de COS mais elevado em regiões frias e húmidas, em relação a regiões quentes e secas (Hobbie et al., 2000; Lal, 2004). Por outro lado, numerosos estudos verificaram que o aumento da temperatura do ar acelera a decomposição da MO e tende a aumentar as perdas de CO (Jobbagy & Jackson, 2000; Olesen & Bindi, 2002; Sleutel et al., 2007).

A precipitação determina a PPL em muitos ambientes terrestres e, portanto, a entrada de carbono no solo (Wiesmeier et al., 2019). Além disso, as condições húmidas favorecem a formação de superfícies minerais estabilizadoras de COS através da intensificação da meteorização da rocha-mãe (Chaplot et al., 2010; Doetterl et al., 2015) e, frequentemente, causam acidificação do solo provocando uma reduzida decomposição da MO (Meier & Leuschener, 2010).

A humidade do solo controla não só a PPL, mas também a atividade microbiana e a libertação de CO. Ainda, tanto o baixo como o alto teor de humidade do solo reduzem a atividade microbiana devido à reduzida mobilidade do substrato/ disponibilidade de oxigénio, favorecendo a acumulação de CO (Wiesmeier et al., 2019).

Alterações na temperatura e nos níveis de humidade afetam a atividade microbiana e biótica provocando alterações na decomposição microbiana da MO, uma vez que os seus complexos atributos moleculares têm uma elevada sensibilidade à temperatura (Bronick & Lal, 2005; Conant et al., 2011; IPCC, 2021; Jobbagy & Jackson, 2000; von Lützow & Kögel-Knabner, 2009).

2.3.3.2 Topografia

A região geográfica, elevação, aspeto e declive influenciam a vegetação e a erosão dos solos (Bronick & Lal, 2005). As características topográficas podem desempenhar um papel crucial no armazenamento de COS (Chaplot et al., 2010; Grimm et al., 2008), uma vez que controlam a precipitação, o fluxo de água, a acumulação e os cursos de água e, por conseguinte, contribuem significativamente para os processos erosivos (Wiesmeier et al., 2019). A erosão tende a remover partículas leves ou de baixa densidade, incluindo argila e o CO, podendo aumentar a taxa de mineralização (Jacinthe et al., 2002).

2.3.3.3 Material de origem

A influência potencial do material de origem é atribuída principalmente à mineralogia, textura e fertilidade do solo, que afetam a PPL (ver 2.3.3.1), à estabilização da MO (ver 2.3.3.4) (Gray et al., 2015; Herold et al., 2014; Zinn et al., 2007) e ao tipo de solo, que está associado ao armazenamento de CO (ver 2.3.3.5) (Doetterl et al., 2015). No entanto, ainda não existe uma relação direta entre a influência do material de origem e o armazenamento do CO (Wiesmeier et al., 2019).

2.3.3.4 Organismos

Na escala (sub-)regional com condições climáticas mais uniformes, as reservas de CO são fortemente afetadas pela vegetação e uso do solo (Guo & Gifford, 2002). Em diferentes faixas climáticas do mundo, reservas de CO foram encontradas em profundidades diferentes e entre os tipos funcionais de plantas (arbustos, pastagem, floresta) causando diferentes padrões de alocação de carbono (Gray et al., 2015; Grimm et al., 2008; Jobbagy & Jackson,

2000). Quanto mais profundo for o perfil do solo, mais antigo provavelmente será o CO armazenado (Stockmann et al., 2013). Diversos estudos apontam para maiores reservas de carbono à superfície, diminuindo em profundidade (Grimm et al., 2008; Lal et al., 2015; Vasques et al., 2010; Xiong et al., 2014).

As espécies de árvores afetam o armazenamento de carbono do ecossistema de várias maneiras, nomeadamente, as espécies coníferas de raízes rasas tendem a acumular MO no solo da floresta, mas menos no solo mineral, em comparação com árvores de folha caduca (Jandl et al., 2007). A rizosfera hospeda uma grande população de micro e macrorganismos, sendo um importante fator para o sequestro de CO₂ (Bronick & Lal, 2005). Encontra-se demonstrado que o tipo de vegetação afeta o armazenamento CO controlando tanto a entrada quanto a decomposição de carbono (Wiesmeier et al., 2019).

As alterações no uso do solo são o fator mais dinâmico das mudanças de CO, constituindo um indicador importante para o seu armazenamento (Viscarra Rossel et al., 2014). As perdas de CO nos solos cultivados têm sido atribuídas a fatores como a erosão, a menores entradas de carbono nos solos agrícolas, a uma estabilização reduzida da MO devido à desagregação, à mineralização subsequente ao aumento da temperatura (ver 2.3.3.1) e à aeração do solo (Balesdent et al., 2000; Hamza & Anderson, 2005). Ao contrário destas perdas, a extensificação do uso do solo, particularmente, a conversão de solos de cultivo em prados ou florestas, conduz frequentemente a aumentos de CO (Bronick & Lal, 2005; Guo & Gifford, 2002; Hamza & Anderson, 2005; Post & Kwon, 2000).

Os microrganismos heterotróficos do solo intervêm na rotação da MO para suprir as suas necessidades nutricionais e energéticas. O facto dos resíduos e exsudados microbianos poderem contribuir com até 80% de carbono nas frações estáveis de MO do solo indica que a biomassa microbiana do solo desempenha um papel duplo na rotação, nomeadamente, equilibrando a mineralização e os processos de estabilização da MO (Wiesmeier et al., 2019).

A fauna existente no solo e as suas interações estão relacionadas com processos que promovem o arejamento, a porosidade, a infiltração, a estabilidade do agregado, a estabilização do N e C, a rotação do carbono e a redução do carbonato e da mineralização do N, a disponibilidade de nutrientes e a mobilidade de metais (Brown et al., 2000; Winsome & McColl, 1998).

A MO é incorporada no perfil do solo, tornando-se acessível para a comunidade microbiana do solo, ou é protegida contra a mineralização pela integração com as partículas do solo para

formar complexos húmicos-argilosos (von Lützow & Kögel-Knabner, 2009; Wiesmeier et al., 2019).

2.3.3.5 Propriedades do solo

O processo de estabilização de carbono é diferente do processo de acumulação. A acumulação é impulsionada por fatores como o excesso de humidade do solo ou baixas temperaturas, que inibem a respiração do solo. Para um aumento das reservas de carbono estáveis do solo, é necessário identificar locais onde as propriedades do solo são propícias ao sequestro de carbono (Jandl et al., 2007).

Nesse contexto, os inventários de carbono e a análise da distribuição de CO são ferramentas essenciais para modelar os efeitos de vários fatores envolvidos no potencial de sequestro de carbono do solo. Importa ressaltar que existe um consenso no que refere à relação do tipo de solo com o armazenamento de CO em múltiplas escalas e sob diferentes condições climáticas (ver 2.3.3.1).

Durante a pedogénese, as reações químicas de meteorização conduzem a alterações na composição mineralógica do solo que influenciam fortemente a reatividade da área de superfície mineral e a armazenagem de carbono (Amézqueta, 1999; Percival et al., 2000; Torn et al., 1997), cujas características resultantes são descritas categoricamente por tipos de solo. Em contraste com o clima (ver 2.3.3.1), material de origem (ver 2.3.3.3) e vegetação (ver 2.3.3.4) que podem servir como indicadores para armazenagem de CO a escalas maiores, as reservas de carbono podem ser estratificadas de acordo com o tipo de solo mesmo a escalas mais pequenas (local a sub-regional) (Wiesmeier et al., 2019). Muitos estudos revelam uma influência predominante do tipo de solo nos reservatórios de COS, quer à superfície, quer no subsolo (Chaplot et al., 2010; Grimm et al., 2008; Hobbey et al., 2015; Vasques et al., 2010; Xiong et al., 2014).

No entanto, o tipo de solo não é um fator de controlo independente, mas integra um conjunto de fatores como o clima (ver 2.3.3.1), topografia (ver 2.3.3.2) e o material de origem (ver 2.3.3.3) relacionados com as propriedades que afetam diretamente o potencial dos solos para armazenar carbono, particularmente, o regime de humidade e textura do solo.

Caso as informações relativas às propriedades do solo, tais como textura e humidade, não estejam disponíveis, o tipo de solo pode ser um indicador adequado para estimativas de

armazenamento de COS integrando uma vasta gama de fatores decisivos (Wiesmeier et al., 2019).

No que respeita aos agentes de agregação a fonte de carbono, seja CO ou CI, influencia a sua composição e a concentração de agregados no solo que, por sua vez, influenciam a eficácia na agregação de catiões e partículas do solo. A composição de CO reflete a taxa de decomposição e liberação de catiões, bem como a capacidade de complexos de catiões no solo, estando diretamente relacionada com a heterogeneidade do solo e com o aumento da agregação do solo. Por outro lado, o CI no solo é composto por minerais primários e secundários, sendo os carbonatos primários ou litogénicos originários da rocha-mãe e secundários formados a partir dos primários quando dissolvidos e transportados pela água com ácidos orgânicos e/ou CO₂ do solo e da atmosfera (Bronick & Lal, 2005).

No que refere à composição de COS importa referir que as suas propriedades químicas determinam as suas capacidades de carga e complexidade e influenciam as taxas de decomposição que têm efeitos diretos na agregação (Schulten & Leinweber, 2000).

Processos que afetam a agregação do solo também afetam a capacidade de sequestro de carbono (Jandl et al., 2007), como, por exemplo, o cultivo provoca uma libertação de carbono ao quebrar as estruturas agregadas (Six et al., 2002).

Os minerais de argila influenciam as propriedades que afetam a agregação, como a área de superfície específica, densidade de carga, dispersividade e expansibilidade, e estas, por sua vez, afetam as taxas de decomposição da MO (Hassink et al., 1997; Schulten & Leinweber, 2000).

A interação de argila, CO e agregados é afetada pelo pH do solo, capacidade de troca de catiões, iões (Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺), todos relacionados com a quantidade e tipo de argila presente no solo (Amézqueta, 1999; Hassink et al., 1997; Zinn et al., 2007).

Entre os principais mecanismos de estabilização da MO, a interação da MO com superfícies minerais é considerada, quantitativamente, mais importante numa ampla variedade de solos (Bronick & Lal, 2005; von Lützow & Kögel-Knabner, 2009), indicado pela forte correlação de reservas de CO com teores de argila observados em numerosos estudos em diferentes escalas espaciais (Arrouays et al., 2006; Hassink et al., 1997; Kaiser & Guggenberger, 2000; Zinn et al., 2007). Os solos de textura fina apresentam concentrações de CO mais elevados do que os solos de textura grossa quando possuem outras características semelhantes

(Hassink et al., 1997). Neste sentido, a textura do solo é provavelmente um dos fatores mais promissores para ser usado como indicador de armazenamento de CO.

A retenção de CO é, provavelmente, limitada pela área de superfície disponível para absorção (Zinn et al., 2007) e, nesse sentido, é expectável que solos com uma área de superfície específica elevada adsorvam mais substâncias húmicas em relação aos solos com baixa superfície específica (Wiesmeier et al., 2019) e, conseqüentemente, tenham uma maior capacidade para armazenar CO.

2.3.4 Matéria orgânica

A MO no solo é a componente chave para qualquer ecossistema terrestre e, qualquer variação da concentração e composição, tem efeitos importantes em muitos dos processos que ocorrem dentro do sistema (Batjes, 2014). As plantas fixam primariamente o CO₂ da atmosfera para formar os compostos orgânicos, através da fotossíntese. A degradação da MO do solo devolve o carbono à atmosfera, sob a forma de CO₂ ou CH₄, resultantes do metabolismo de microrganismos aeróbios e anaeróbios.

A estabilidade do CO não é apenas influenciada pelo ambiente físico e químico (principalmente humidade do solo, temperatura, pH e arejamento), mas também pela composição química da própria MO e da sua suscetibilidade à decomposição, e a acessibilidade ao ataque microbiano e exoenzimas (Sollins et al., 1996).

Mais de dois terços do CO armazenado nos ecossistemas terrestres está contido na MO do solo (Poeplau & Don, 2015; Six et al., 2006; Stockmann et al., 2013; von Lützow & Kögel-Knabner, 2009) e, por esse motivo, podem ter uma grande influência no balanço global de carbono (Glaser & Amelung, 2003).

A MO do solo apresenta importantes funções químicas, físicas e biológicas no solo (Hassink et al., 1997), sendo constituída por uma mistura de materiais que inclui partículas orgânicas, húmus e carvão vegetal, juntamente com biomassa microbiana viva e raízes de plantas finas (Rounsevell et al., 1999; Stockmann et al., 2013), encontrando-se num estado de equilíbrio dinâmico entre entradas e saídas de carbono (IPCC, 2003). A quantidade de MO presente depende do equilíbrio das taxas de entrada e de decomposição da MO (Tiessen et al., 2001), sendo, a decomposição, diretamente influenciada pelas propriedades físicas e químicas do solo e pelos fatores climáticos e de manuseamento (Sleutel et al., 2007).

A quantidade, qualidade e o tempo de entrada da MO no solo varia consideravelmente, dependendo no tipo de solo. A título de exemplo, solos arenosos podem conter menos de 5% de MO, enquanto, em contraste, solos de zonas húmidas podem conter quase 100% de MO (Lal, 2008), sendo que estas interações podem ser complexas e variar ao longo do tempo (Stockmann et al., 2013). Durante a decomposição da MO estas variações poderão influenciar os processos analíticos, tornando os estudos sobre a composição da MO e as suas implicações para o ciclo biogeoquímico global de carbono muito desafiadores (Solomon et al., 2007).

A MO do solo desempenha um papel fundamental na medida em que influencia muitas das características e processos do solo que são importantes para o seu funcionamento (Pulleman et al., 2000), nomeadamente, na construção e manutenção da fertilidade do solo, afetando as propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Rounsevell et al., 1999). O aumento da MO no solo faz com que haja um aumento da disponibilidade hídrica no solo (Atkinson et al., 2010). A renovação natural da MO depende da qualidade química dos compostos de C, das condições climáticas e topográficas, dos organismos e das propriedades do solo (como argila, humidade, pH e nutrientes) (Hassink et al., 1997; Jandl et al., 2007).

2.4 O sequestro de carbono e as alterações climáticas

As AC provocadas pelas emissões de GEE são a maior ameaça à humanidade e têm vindo a alterar a vida na Terra (Hu et al., 2022). Aproximadamente 8,7Gt² de carbono são emitidos para a atmosfera todos os anos à escala global por fontes antropogénicas (Lal, 2008; Stockmann et al., 2013). No entanto, o aumento atmosférico foi na ordem de 3,8Gt de carbono por ano, destacando a importante capacidade reguladora dos reservatórios de carbono (Stockmann et al., 2013).

Neste contexto, o COS e o seu potencial para se tornar um sumidouro de CO₂ atmosférico tem sido amplamente discutido na literatura científica, verificando-se que existe uma crescente preocupação com possíveis consequências das AC nos processos do solo. Esta preocupação está associada à vontade de desenvolver estratégias para melhorar o sequestro de C, incentivar à pesquisa empírica e formular modelos teóricos (Guo & Gifford, 2002; Lal, 2004, 2008; Post et al., 2004; Post & Kwon, 2000). Neste sentido, os solos apresentam um enorme potencial para mitigar as AC através do sequestro de CO (Raza et al., 2021),

² 1 Gigatonelada = mil milhões de toneladas

estimando-se que as reservas de carbono no solo, à profundidade superior a 1m (aproximadamente, 1600GtC), sejam duas vezes superiores ao carbono presente na atmosfera (aproximadamente, 800GtC) (Batjes, 2014; Lal, Monger, et al., 2021; le Quéré et al., 2016).

Durante os últimos anos, a necessidade de informações precisas sobre as concentrações de COS ao nível mundial, europeu, nacional ou regional aumentou devido à importância das reservas de carbono para o uso sustentável dos recursos naturais.

Além da preocupação atual com os problemas ambientais, como a degradação e contaminação do solo, informações sobre as reservas de CO são necessárias para avaliar o potencial dos solos em sequestrar CO₂. sendo que o Protocolo de Kyoto e a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre as AC exigem que sejam realizados relatórios de inventários nacionais relativos às reservas de carbono (Muñoz-Rojas et al., 2012), o que requer estimativas precisas e confiáveis sobre as reservas de carbono atuais.

Ao nível do ecossistema, o solo influencia a vegetação através da disponibilidade de água, dos ciclos biogeoquímicos e do regime de temperatura do solo (Cheddadi et al., 2001). Alterações nos regimes de humidade e temperatura do solo podem afetar as espécies no ecossistema e, conseqüentemente, afetar as reservas de COS e as propriedades físicas do solo (Lal, 2004).

O aumento da temperatura do solo agravará a taxa de mineralização, levando a uma diminuição das reservas de COS e, conseqüentemente, a um efeito adverso na estrutura do solo, com um possível aumento na erodibilidade, aumento na suscetibilidade à formação de crostas, compactação, escoamento superficial e erosão (Lal, 2004).

Pequenos aumentos de COS, que implicam a remoção do CO₂ atmosférico pelas plantas e o armazenamento do carbono fixado como MO do solo (Lal, 2004), poderiam minimizar o aumento anual de CO₂ na atmosfera e mitigar o efeito de estufa e as AC (Smith, 2012; Wang et al., 2022). Além disso, manter e aumentar as reservas de COS não é apenas fundamental para reduzir as emissões de GEE, mas também para garantir a saúde do solo, fertilidade e a produção agrícola (Wang et al., 2022). No entanto, fatores de AC, como a temperatura, precipitação, nível de CO₂ atmosférico e períodos de seca, influenciam fortemente todos os processos bióticos e abióticos envolvidos nas transformações do carbono do solo, podendo destabilizar as reservas de CO (Lal, 2004; Lal, Monger, et al., 2021; Raza et al., 2021).

Partindo do princípio de que a capacidade do solo em sequestrar carbono pode ser reforçada através do uso sustentável dos solos e culturas, aumentar as reservas de carbono no solo é uma opção a considerar para a adaptação e minimização das AC (Lal, Monger, et al., 2021), nomeadamente, através do aumento a densidade do COS, da melhoria da distribuição em profundidade do CO e da estabilização do CO, encapsulando-o em micro agregados estáveis para que o carbono seja protegido de processos microbianos ou como carbono recalcitrante com longo tempo de renovação (Lal, 2004). A consequente melhoria na qualidade e funcionalidade dos solos nos agroecossistemas contribuirá para a Agenda 2030 das Nações Unidas e para vários ODS inter-relacionados (Lal, Bouma, et al., 2021). Nesse contexto, o manuseamento de agroecossistemas e as alterações no uso do solo são uma estratégia importante para o sequestro de CO terrestre (Post & Kwon, 2000).

O sequestro de carbono no solo pode ser alcançado aumentando o fluxo líquido de carbono da atmosfera para a biosfera terrestre, aumentando as entradas globais de carbono no solo, nomeadamente, através do aumento da PPL e do armazenamento de carbono na PPL ou da redução de perdas de carbono dos solos, retardando a decomposição (Smith, 2008).

Estratégias de sequestro de carbono do solo dependem do desenvolvimento de novas tecnologias e da melhoria da qualidade do solo, contribuindo ainda com efeitos positivos para as propriedades físicas do solo, resiliência dos solos ao stress climático, adaptação às AC e para os serviços ecossistémicos (Lal et al., 2015; Powlson et al., 2014).

Existem, no entanto, limitações na capacidade do solo em sequestrar C, concretamente, a capacidade de acumulação de CO é finita, de modo que, quando o carbono atinge o seu valor de equilíbrio, o solo não tem mais capacidade para sequestrar e aumentar a quantidade de carbono (Powlson et al., 2014). Os aumentos do CO no solo não são permanentes e as vantagens relacionadas com as AC dependem da continuação interminável das práticas de gestão sustentável implementadas (Dimassi et al., 2013). Para atenuar as AC a longo prazo, o COS adicional deve estar em formas recalcitrantes (Powlson et al., 2014). As maiores quantidades de sequestro de CO são conseguidas através da reconversão de solos agrícolas produtivos ao seu estado original (pastagens ou florestas) (Smith, 2008), mas esta mudança no uso do solo poderá entrar em conflito com as necessidades alimentares e, além disso, são um desafio devido à variabilidade do solo e lentas taxas de conversão (Powlson et al., 2014).

3. MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

3.1.1 Enquadramento geográfico

Localizado a norte de Portugal continental, com uma área de 320,25 km² (Direção-Geral do Território, 2023), o concelho de Ponte de Lima (Figura 3.1) insere-se no distrito de Viana do Castelo, na Nomenclatura das Unidades Territoriais para Fins Estatísticos (NUTS) II – Norte e NUT III – Alto Minho.

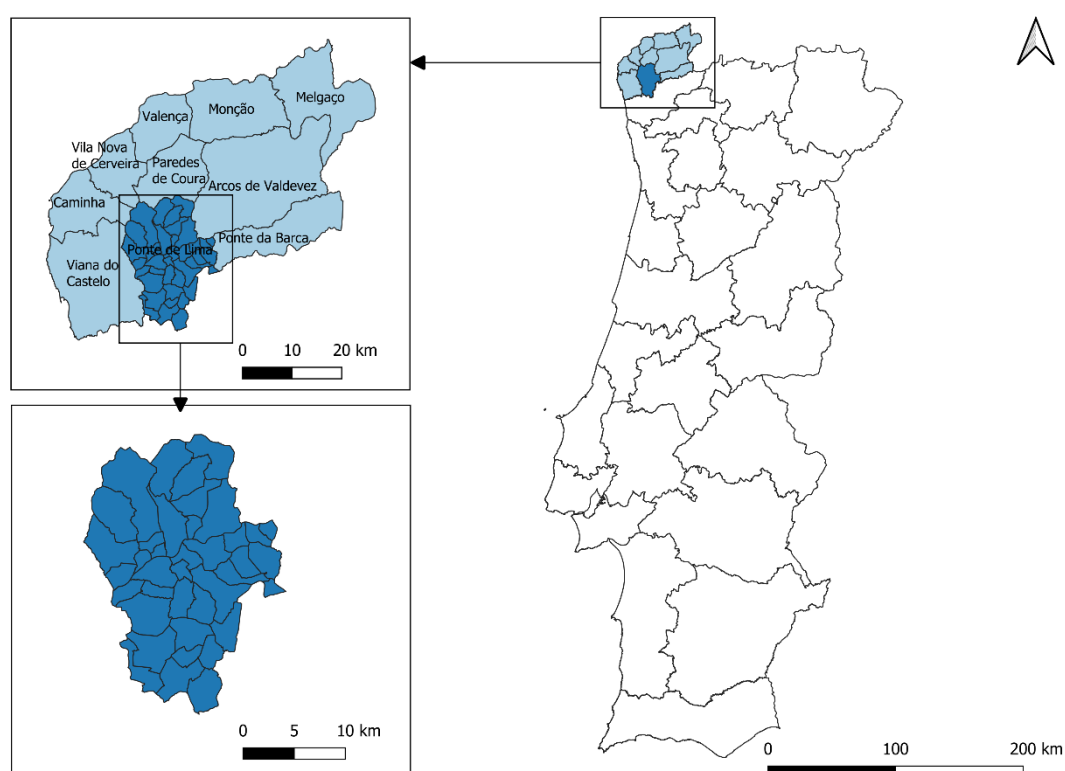


Figura 3.1 - Enquadramento geográfico de Ponte de Lima (adaptado de Direção-Geral do Território, 2023).

3.1.2 Unidades pedológicas

De acordo com classificação das unidades pedológicas apresentada na Carta dos Solos e Carta de Aptidão da Terra de Entre Douro e Minho, apresentada na Figura 3.2, à escala 1:100 000, no Município de Ponte de Lima encontram-se presentes Antrossolos (112 846 174m²), Cambissolos (3 209 143m²), Fluvisolos (21 010 864m²), Leptosolos (43 596 654m²) e Regossolos (136 466 003m²) (Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte, 1995).

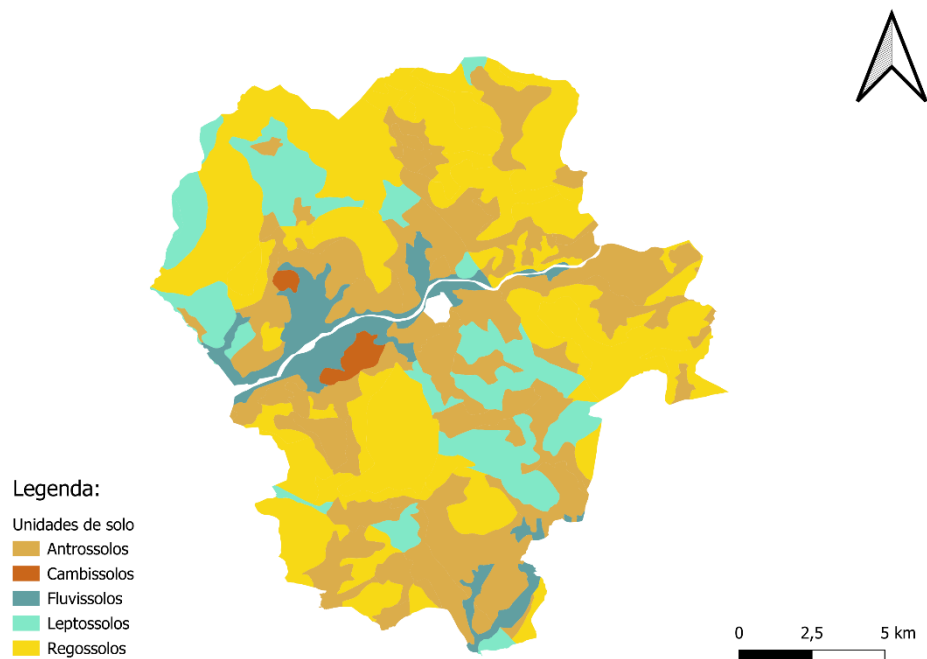


Figura 3.2 - Carta de Solos (adaptado de Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte, 1995).

3.2 Base de dados

Os dados, informações e conhecimento do recurso solo ao nível mundial estão atualmente fragmentados e até mesmo em risco de serem perdidos ou esquecidos, devido aos custos envolvidos na manutenção e arquivo de dados analógicos de solo baseados em papel e à deterioração física ou desintegração desses dados (Arrouays et al., 2017). Não obstante, têm vindo a ser desenvolvidos procedimentos para preservar, avaliar a qualidade, padronizar e, subsequentemente, fornecer dados mundiais consistentes sobre o solo para a comunidade internacional, conforme desenvolvido na estrutura do projeto Data ou WoSIS (World Soil Information Service), desde o lançamento do primeiro conjunto de dados em 2016 (Batjes et al., 2017).

A análise realizada na presente dissertação baseou-se na última atualização do banco de dados dos solos do mundo, designadamente, WoSIS de 2019 (Batjes et al., 2017), que fornece dados de perfil de solo padronizados e com qualidade para apoiar o mapeamento digital de solo e para o desenvolvimento de aplicações ambientais em níveis de larga escala.

Uma vez que os dados de perfil de solo foram fornecidos por várias entidades, o WoSIS, teve em consideração as medidas de qualidade dos dados do solo, padronização das definições de propriedade do solo, valores de propriedade do solo (e unidades de medida) e descrição dos métodos analíticos.

Atualmente, a base de dados WoSIS reúne várias propriedades químicas do solo, nomeadamente, CO, carbono total, carbonato total equivalente, azoto total, fósforo (P extraível, P total e retenção de P), pH do solo, capacidade de troca catiónica e condutividade elétrica, reunindo ainda várias propriedades físicas do solo, agrupadas de acordo com procedimentos analíticos (agregados) que são operacionalmente comparáveis, nomeadamente, textura do solo (areia, silte e argila), densidade aparente, fragmentos grosseiros e retenção de água.

Ao nível geográfico, são apresentadas medidas de precisão geográfica dos dados pontuais, bem como uma primeira aproximação para a incerteza associada aos métodos analíticos definidos operacionalmente, para possível mapeamento digital do solo e, subsequente, modelagem do sistema terrestre.

Os conjuntos de dados padronizados derivados do banco de dados WoSIS são distribuídos de duas maneiras. A versão mais recente, WoSIS Latest, utilizada na presente análise, é composta por mais de 202 000 perfis de solo georreferenciados, originários de 6 continentes e correspondem a um total de 177 países.

Os dados encontram-se disponibilizados na página da internet da International Soil Reference and Information Centre (ISRIC), em WoSIS (Accessing WoSIS-derived datasets | ISRIC, sem data), para visualização e download, sendo que foram acedidos com recurso ao Web Feature Service (WFS), adicionando o link (http://maps.isric.org/mapserv?ap=/map/wosis_latest.map) numa aplicação Geographical Information Systems (GIS), que permite a leitura e alteração de dados, em formato vetorial.

3.2.1 Classificação do solo

Para cada perfil do solo é disponibilizada a sua classificação original, segundo a FAO, e apresentada a respetiva versão, desde que tenham sido especificadas nos bancos de dados de origem.

Na base de dados WoSIS Latest encontram-se disponíveis 21 714 perfis de solo com informação relativa à unidade do solo. Na Tabela 3.1, é possível visualizar o número total de perfis de solo distribuídos pelas 34 unidades de solo.

Tabela 3.1 - Número de perfis de solo por unidade de solo

Unidades de solo	Perfis de solo	Unidades de solo	Perfis de solo
Acrissolos	1228	Lixissolos	373
Alissolos	290	Luvissolos	2758
Andossolos	344	Nitissolos	138
Antrossolos	214	Nitossolos	167
Arenossolos	1332	Phaeozem	1185
Calcissolos	510	Planossolos	298
Cambissolos	2584	Plintossolos	15
Chermozemes	532	Podzois	274
Ferralsolos	802	Pedzoluvisolos	282
Fluvissolos	942	Rankers	41
Gleissolos	968	Regossolos	1578
Greizemes	69	Rendzina	455
Gipsissolos	42	Solonchaques	354
Hitossolos	208	Solonétz	318
Kastanozem	270	Vertissolos	1744
Leptossolos	421	Xerossolos	572
Litossolos	102	Yermossolos	304

Conforme referido no enquadramento geográfico (ver 3.1.2), na área em estudo estão presentes as unidades de solo Antrossolos (214 perfis de solo), Cambissolos (2584 perfis de solo), Fluvissolos (942 perfis de solo), Leptossolos (421 perfis de solo) e Regossolos (1578 perfis de solo), que totalizam 5739 dados de perfis de solo disponíveis para análise.

3.2.2 Densidade

Para cada perfil de solo e, particularmente, para cada camada de perfil de solo encontram-se disponíveis dados de densidade aparente da fração de terra fina, seca em estufa (kg/dm^3), totalizando 123.585 dados, distribuídos por 24.571 perfis de solo.

Particularmente, na zona de estudo, para a unidade de solo Antrossolos, dada a inexistência de dados relativos à densidade para cada camada de perfil de solo, considerou-se a densidade

média resultante de todos os dados de densidade aparente da fração de terra fina, seca em estufa, de 1,36kg/dm³, nas 720 camadas de perfil de solo. Para os Cambissolos encontram-se disponíveis 649 dados de densidade aparente da fração de terra fina, seca em estufa, sendo a densidade mínima de 0,04kg/dm³, máxima de 1,93kg/dm³ e média de 1,37kg/dm³. Para os Fluvissois encontram-se disponíveis 134 dados de densidade aparente da fração de terra fina, seca em estufa, sendo a densidade mínima de 0,59kg/dm³, máxima de 1,78kg/dm³ e média de 1,26kg/dm³. Para os Leptossolos encontram-se disponíveis 64 dados de densidade aparente da fração de terra fina, seca em estufa, sendo a densidade mínima de 0,27kg/dm³, máxima de 1,78kg/dm³ e média de 1,27kg/dm³. Para os Regossolos encontram-se disponíveis 196 dados de densidade aparente da fração de terra fina, seca em estufa, sendo a densidade mínima de 0,10kg/dm³, máxima de 1,79kg/dm³ e média de 1,42kg/dm³.

3.2.3 Carbono Orgânico

O teor gravimétrico de CO na fração de terra fina (g/kg) é um dos parâmetros da base de dados WoSIS Latest com mais informação, totalizando 458.406 dados distribuídos por 121.509 perfis de solo, determinado em diferentes profundidades. As diferentes profundidades encontram-se apresentadas por intervalos de medição (profundidade superior da camada e profundidade inferior da camada), em cm, compreendidas entre 0cm e 2590cm.

Para as unidades de solo em estudo, designadamente, Antrossolos, Cambissolos, Fluvissois, Leptossolos e Regossolos encontram-se disponíveis 12.159 dados relativos ao teor gravimétrico de CO na fração de terra fina, concretamente 720, 6496, 2768, 311 e 1864, respetivamente.

3.3 Tratamento de dados

O tratamento dos dados foi inicialmente realizado com recurso à aplicação QGIS, que permite identificar, selecionar recursos e exibir as tabelas de atributos, permitindo a recolha e tratamento da informação de três camadas distintas, ms:wosis_latest_profiles, ms:wosis_latest_bdfiod e ms:wosis_latest_orgc.

A primeira camada, ms:wosis_latest_profiles, disponibiliza informação relativa à identificação do perfil de solo, como sejam o número de identificação do perfil do solo, continente, país e classificação do solo (segundo a FAO).

A segunda camada, ms:wosis_latest_bdfiod disponibiliza informação relativa à densidade aparente da fração de terra fina, seca em estufa, por identificação do perfil do solo e por identificação da camada de perfil do solo.

A terceira camada, ms:wosis_latest_orgc, disponibiliza informação relativa ao teor gravimétrico de CO na fração de terra fina, como seja, o número de identificação do perfil do solo, identificação da camada de perfil do solo, país, profundidade superior da camada (cm), profundidade inferior da camada (cm) e teor gravimétrico de CO (g/kg).

Após consulta das respetivas tabelas de atributos, os dados foram extraídos para ficheiro em formato *Excel*, onde se procedeu ao seu tratamento. Inicialmente, analisaram-se os dados das três camadas, verificando-se que os dados relativos à identificação do perfil de solo constavam nas três tabelas de atributos, permitindo fazer a correlação da classificação do solo para a tabela com informação relativa ao teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade.

Os dados relativos à identificação da camada de perfil do solo apenas constavam em duas das três tabelas de atributos, concretamente, ms:wosis_latest_bdfiod e ms:wosis_latest_orgc, o que permite fazer a correlação da densidade aparente da fração de terra fina com o teor gravimétrico de CO na fração de terra fina, nas diferentes profundidades.

De forma a obter os dados relativos ao teor médio de CO na fração de terra fina, por profundidade, em kg/m^2 , o teor gravimétrico de CO na fração de terra fina (g/kg) foi multiplicado pela densidade aparente da fração de terra fina (kg/dm^3) e pela profundidade da amostra (m).

Obteve-se, assim, uma única base de dados com informação relativa à classificação do solo (segundo a FAO), densidade aparente da fração de terra fina (kg/dm^3), teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade (g/kg) e teor médio CO na fração de terra fina por profundidade (kg/m^2).

Posteriormente, com recurso à ferramenta de Tabela dinâmica do *Excel*, procedeu-se à simplificação e resumo de dados. Assim, foram agrupadas as profundidades superiores em intervalos de 0-30cm, 0-100cm, 0-200cm e 0-2590cm e calculadas as respetivas médias, por unidade de solo, quer para o teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade (g/kg), quer para o teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade (kg/m^2).

4. RESULTADOS

4.1 Teor gravimétrico de Carbono Orgânico na fração de terra fina

Os resultados relativos ao teor gravimétrico de CO na fração de terra fina, em g/kg, apresentados na Tabela 4.1, foram calculados através das médias de 51 507 camadas de perfis de solo, categorizados em 34 unidades de solo, distribuídos por profundidades, designadamente, 0-30cm, 0-100cm, 0-200cm e 0-2590cm. As variações no teor gravimétrico de CO, conforme apresentado em 2.3.2, podem ser influenciadas por diversos fatores, como pelo tipo de vegetação, a taxa de decomposição da MO, clima e a atividade biológica do solo.

Tabela 4.1 - Teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo

Classificação de solo	Teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade (g/kg)			
	0-30cm	0 – 100cm	0 – 200cm	0 - 2590cm
Acrissolos	16,25	10,73	9,32	9,14
Alissolos	17,85	10,13	8,25	8,25
Andossolos	64,58	44,18	38,46	38,24
Antrossolos	13,21	9,97	9,58	9,55
Arenossolos	5,41	3,80	3,27	3,25
Calcissolos	9,53	7,16	6,02	6,02
Cambissolos	22,00	14,12	12,15	12,14
Chermozemes	21,75	14,43	11,52	11,45
Ferralsolos	19,89	13,83	11,64	11,32
Fluvisolos	16,63	12,25	11,57	11,56
Gleissolos	43,37	24,67	21,86	21,80
Greizemes	43,07	24,38	19,67	19,24
Gipsissolos	2,94	2,45	2,51	2,51
Histosolos	315,80	326,54	310,83	312,22
Kastanozem	15,91	11,75	9,96	9,90
Leptossolos	38,94	29,11	28,10	28,10
Litossolos	28,72	23,15	21,58	21,58
Lixissolos	11,69	8,67	7,67	7,85
Luvissolos	14,19	9,34	8,17	8,14
Nitissolos	22,57	17,31	14,80	14,53
Nitossolos	18,27	12,85	10,10	9,75

Classificação de solo	Teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade (g/kg)			
	0-30cm	0 – 100cm	0 – 200cm	0 - 2590cm
Phaeozem	22,24	14,68	12,52	12,44
Planossolos	17,77	9,80	8,69	8,67
Plintossolos	9,21	6,51	6,13	6,13
Podzois	89,41	51,35	46,68	46,52
Pedzoluvisolos	54,32	25,98	22,23	21,85
Rankers	77,79	69,23	69,23	69,23
Regossolos	14,13	9,77	8,83	8,79
Rendzina	36,20	31,83	31,56	31,56
Solonchaques	9,93	7,17	6,89	6,86
Solonétz	11,31	7,39	6,52	6,51
Vertissolos	17,29	11,81	9,76	9,70
Xerossolos	8,55	6,44	5,86	5,86
Yermossolos	3,16	2,57	2,37	2,37
Teor médio	33,35	26,04	23,95	23,91

Os resultados obtidos permitiram constatar que, na globalidade, 22 das 34 unidades de solo apresentam tendência decrescente de teor gravimétrico de CO na fração de terra fina à medida que a profundidade aumenta, nomeadamente, os Acrissolos, Andossolos, Antrossolos, Arenossolos, Cambissolos, Chermozenes, Ferralsolos, Fluvisolos, Gleissolos, Greizemes, Kastanozem, Luvisolos, Nitissolos, Nitossolos, Phaeozem, Planossolos, Podzois, Pedzoluvisolos, Regossolos, Solonchaques, Solonétz e Vertissolos.

Verifica-se que 9 das 34 unidades de solo apresentam tendência decrescente de teor gravimétrico de CO na fração de terra fina até à profundidade de 0-200cm, mantendo-se ou sendo pouco crescente após essa profundidade, especificamente, os Alissolos, Calcissolos, Leptossolos Litossolos, Lixissolos, Plintossolos, Rendzina, Xerossolos e Yermossolos.

Duas das unidades de solo apresentam tendência decrescente de teor gravimétrico de CO na fração de terra fina até à profundidade de 0-100cm, mantendo-se ou sendo pouco crescente após essa profundidade, nomeadamente, os Gipsissolos e Rankers, e apenas 1 das 34 unidades de solo apresenta tendência crescente de teor gravimétrico de CO na fração de terra fina até à profundidade de 0-100cm, diminuindo após os 0-100cm e aumentando ligeiramente após os 0-200cm, particularmente, os Histossolos. Refira-se ainda que os

Histossolos compreendem o tipo de solo com maior teor gravimétrico de CO na fração de terra fina em todas as profundidades, registrando valores superiores a 300g/kg de CO.

No que respeita às unidades de solo com menor teor gravimétrico de CO na fração de terra fina (inferior a 10g/kg de CO) em todas as profundidades, estas compreendem os Arenossolos, Calcissolos, Gipsissolos, Plintossolos, Solonchaques, Xerossolos e Yermossolos.

Conforme expectável, para a maioria das unidades de solo, o teor gravimétrico de CO diminui com o aumento da profundidade do solo. Esta constatação deve-se ao facto da MO, geralmente, se acumular à superfície do solo, onde os resíduos vegetais e animais são depositados e iniciam a decomposição. No entanto, os Histossolos são uma notável exceção a essa tendência, uma vez que são solos formados a partir de materiais orgânicos e, por esse motivo, apresentam o maior teor gravimétrico de CO em todas as profundidades. Além disso, o teor de carbono nesses solos aumenta ligeiramente com a profundidade (de 315,8g/kg para 326,54g/kg entre 0-30cm e 0-100cm), antes de diminuir novamente.

Confirma-se, ainda, que os Gipsissolos, caracterizados pela presença de quantidades significativas de gesso, que pode limitar o crescimento das plantas e, conseqüentemente, a quantidade de MO presente, correspondem à unidade de solo com o menor teor de CO em todas as profundidades.

Existem também alguns solos, como Rankers, que mantêm um teor gravimétrico de CO relativamente constante em todas as profundidades, podendo indicar que esses solos têm uma distribuição relativamente uniforme de MO em todas as profundidades.

4.2 Teor gravimétrico de Carbono Orgânico na fração de terra fina na área de estudo

Particularmente, para a zona em estudo, os resultados relativos ao teor gravimétrico de CO na fração de terra fina, em g/kg, apresentados na Tabela 4.2, foram calculados através das médias de 12 159 dados relativos ao teor gravimétrico de CO na fração de terra fina distribuídos por camadas de perfis de solo categorizados para as 5 unidades de solo, distribuídos por profundidades, designadamente, 0-30cm, 0-100cm, 0-200cm e 0-2590cm.

Tabela 4.2 - Teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo

Classificação de solo	Teor gravimétrico de CO na fração de terra fina por profundidade (g/kg)			
	0-30cm	0 – 100cm	0 – 200cm	0 - 2590cm
Antrossolos	13,21	9,97	9,58	9,55
Cambissolos	22,00	14,12	12,15	12,14
Fluvisolos	16,63	12,25	11,57	11,56
Leptossolos	38,94	29,11	28,10	28,10
Regossolos	14,13	9,77	8,83	8,79
Teor médio	20,98	15,05	14,05	14,03

Os resultados obtidos para a área em estudo permitiram constatar que 4 das 5 unidades de solo presentes na área em estudo se incluem nas unidades de solo que apresentam tendência decrescente de teor gravimétrico de CO na fração de terra fina à medida em que a profundidade aumenta, nomeadamente, Andossolos, Cambissolos, Fluvisolos e Regossolos e que apenas os Leptossolos exibem uma tendência decrescente de teor gravimétrico de CO na fração de terra fina até à profundidade de 0-200cm, mantendo-se ou sendo pouco crescente após essa profundidade.

Na generalidade, para todas as unidades de solo, verifica-se que o teor de CO tende a diminuir à medida que a profundidade do solo aumenta, refletindo uma maior concentração de MO nas camadas superiores, apesar desta tendência variar entre as diferentes unidades de solo.

Os Leptossolos aparentam ser os mais ricos em CO em todas as profundidades, com 38,94g/kg à profundidade de 0-30cm, diminuindo substancialmente para 28,10g/kg à profundidade de 0-2590cm. Os Cambissolos, apesar de apresentarem um alto teor de CO à profundidade de 0-30cm (22,00g/kg), apresentam igualmente um declínio acentuado, atingindo 12,14g/kg à profundidade de 0-2590cm, podendo ser um indicador de processos ativos de decomposição ou mineralização da MO nesses solos. Os Fluvisolos mostram valores intermédios, com 16,63g/kg a 0-30cm e 11,56g/kg a 0-2590cm. Os Antrossolos e Regossolos apresentam um padrão semelhante aos Fluvisolos, embora com teores de CO menores.

O teor médio de CO para todas as categorias de solo diminui de 20,98g/kg à profundidade de 0-30cm para 14,03g/kg à profundidade de 0-2590cm.

Os resultados obtidos fornecem informações relevantes sobre a distribuição e disponibilidade de CO em diferentes unidades de solo ao longo do perfil do solo, fatores que são cruciais para compreender o papel dos solos em Ponte de Lima como sumidouro de carbono e seu potencial na mitigação das AC.

4.3 Teor médio de Carbono Orgânico na fração de terra fina

Os resultados mais comumente determinados encontram-se expressos por unidade de área, nomeadamente, kg/m², t/ha ou Gt/m² (Pg/m²). Neste sentido, com recurso aos valores da densidade e profundidade de amostragem, procedeu-se ao cálculo do teor médio de CO, em kg/m².

Os resultados relativos ao teor médio de CO na fração de terra fina, em kg/m², apresentados na Tabela 4.3 foram calculados através das médias de 6197 camadas de perfis de solo, categorizados em 34 unidades de solo, distribuídos por profundidades, designadamente, 0-30cm, 0-100cm, 0-200cm e 0-2590cm.

Tabela 4.3 - Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo

Unidades de solo	Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade (kg/m ²)			
	0-30cm	0 – 100cm	0 – 200cm	0 - 2590cm
Acrissolos	2,63	2,42	2,32	2,32
Alissolos	2,96	2,24	1,91	1,91
Andossolos	4,29	3,99	4,14	4,14
Antrossolos	-	-	-	-
Arenossolos	1,72	1,91	1,94	1,94
Calcissolos	4,03	3,61	3,16	3,16
Cambissolos	3,78	3,27	3,06	3,05
Chermozemes	6,52	4,98	4,10	4,11
Ferralsolos	2,34	2,58	2,63	2,63
Fluvisolos	3,19	3,42	3,40	3,37
Gleissolos	4,48	3,88	3,75	3,75
Greizemes	4,63	3,38	3,09	3,09
Gipsissolos	0,36	0,34	0,34	0,34
Histossolos	14,03	19,24	19,24	19,24
Kastanozem	4,96	4,09	3,47	3,47
Leptossolos	5,96	6,07	5,94	5,94

Unidades de solo	Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade (kg/m ²)			
	0-30cm	0 – 100cm	0 – 200cm	0 - 2590cm
Litossolos	-	3,75	4,94	4,94
Lixissolos	1,46	1,26	1,26	1,26
Luvissolos	3,02	2,74	2,50	2,50
Nitissolos	4,85	5,39	5,26	5,26
Nitossolos	3,21	4,19	4,40	4,40
Phaeozem	5,78	4,64	4,06	4,06
Planossolos	6,95	4,16	3,47	3,47
Plintossolos	1,02	1,02	1,02	1,02
Podzois	2,85	3,15	4,87	4,87
Pedzoluvisolos	3,37	2,35	2,27	2,25
Rankers	-	-	-	-
Regossolos	4,08	3,61	3,45	3,45
Rendzina	-	-	-	-
Solonchaques	3,08	2,85	2,63	2,63
Solonétz	2,85	2,91	2,68	2,68
Vertissolos	4,76	4,47	3,95	3,95
Xerossolos	1,82	1,46	1,55	1,55
Yermossolos	-	-	-	-
Teor médio	3,96	3,78	3,69	3,69

Os resultados obtidos permitiram constatar que 18 das 34 unidades de solo apresentam tendência decrescente de teor médio de CO na fração de terra fina à medida em que a profundidade aumenta, nomeadamente, Acrissolos, Cambissolos, Gleissolos e Pedzoluvisolos para todas as profundidades; Andossolos, Gipsissolos e Xerossolos, até à profundidade de 0-100cm, mantendo-se ou sendo ligeiramente crescente após esta profundidade; Alissolos, Calcissolos, Chermozenes, Greizemes, Kastanozem, Luvissolos, Phaeozem, Planossolos, Regossolos, Solonchaques e Vertissolos, até à profundidade de 0-200cm, mantendo-se ou sendo ligeiramente crescente após esta profundidade.

A unidade de solo Plintossolos manteve o teor médio de CO na fração de terra fina constante ao longo de todo o perfil (1,02kg/m²).

Verificou-se que 11 das 34 unidades de solo mostram um aumento no teor médio de CO na fração de terra fina em maiores profundidades, nomeadamente, Histossolos, Leptossolos, Lixissolos, Nitissolos e Solonétz, até à profundidade de 0-100cm, mantendo-se ou sendo

ligeiramente decrescente após esta profundidade; Arenossolos, Ferralsolos, Fluvissoles, Litossolos, Nitossolos e Podzois, até à profundidade de 0-200cm, mantendo-se ou sendo ligeiramente decrescente após esta profundidade, contrariando a tendência geral. Estes resultados podem indicar processos específicos de formação do solo ou práticas de manuseamento que promovem o sequestro de carbono em camadas mais profundas.

Os Histossolos compreendem a unidade de solo com maior teor médio de CO na fração de terra fina em todas as profundidades, registando valores entre 14,03kg/m² (0-30cm) e 19,24kg/m² (0-100cm, 0-200cm e 0-2590cm), seguido pelos Chermozenes, Leptossolos, Planossolos e Kastanozem nos primeiros 30 cm. Notavelmente, os Histossolos são a única unidade de solo onde se observa um aumento em profundidade do teor médio de CO, o que é incomum, quando comparado com as restantes unidades de solo.

No que respeita às unidades de solo com menor teor médio de CO na fração de terra fina (inferior a 2,00kg/m²), observadas em todo o perfil, estas compreendem Arenossolos, Gipsissolos, Lixissolos, Plintossolos e Xerossolos, o que sugere que estas unidades de solo apresentam menor capacidade de retenção de CO.

Na generalidade, verificou-se uma diminuição do teor médio de CO à medida que a profundidade aumenta, variando de uma média de 3,96kg/m² nos primeiros 30cm para 3,69kg/m² na profundidade de 0-2590 cm.

Dada a inexistência de informação relativa à densidade da camada de solo, nomeadamente, dos Antrossolos, Rankers, Rendzina e Yermossolos, não foi possível estudar estas unidades nesta fase.

Os resultados do teor médio de CO obtidos, em kg/m², podem ser comparados com valores apresentados no estudo realizado pela FAO, em 2002 (Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura, 2002), para as profundidades de 0-30cm, 0-100cm, 0-200cm e para as unidades de solos Andossolos, Chermozenes, Ferralsolos, Litossolos, Nitossolos, Podzois, Rendzina, Vertissolos, Xerossolos e Yermossolos.

A Tabela 4.4 fornece uma visão detalhada sobre o teor médio de CO em várias unidades de solo e em diferentes profundidades, comparando os resultados da presente dissertação com aqueles obtidos num estudo da FAO.

Tabela 4.4 - Resultados do teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo do presente estudo comparativamente com o estudo apresentado pela FAO

(Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura, 2002), onde (*) corresponde aos resultados do presente estudo e (**) corresponde aos resultados apresentados pela FAO.

Unidades de solo	Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade (kg/m ²)				Fonte
	0-30 cm	0 – 100 cm	0 – 200 cm	0 - 2590 cm	
Andossolos	4,29	3,99	4,14	4,14	(*)
	11,40	25,40	31,00	-	(**)
Cheremozenes	6,52	4,98	4,10	4,11	(*)
	6,00	12,50	19,60	-	(**)
Ferralsolos	2,34	2,58	2,63	2,63	(*)
	5,70	10,70	16,90	-	(**)
Litossolos	-	3,75	4,94	4,94	(*)
	3,60	-	-	-	(**)
Nitossolos	3,21	4,19	4,40	4,40	(*)
	4,10	8,40	11,30	-	(**)
Podzois	2,85	3,15	4,87	4,87	(*)
	13,60	24,20	59,10	-	(**)
Rendzina	-	-	-	-	(*)
	13,30	-	-	-	(**)
Vertissolos	4,76	4,47	3,95	3,95	(*)
	4,50	11,10	19,10	-	(**)
Xerossolos	1,82	1,46	1,55	1,55	(*)
	2,00	4,80	8,70	-	(**)
Yermossolos	-	-	-	-	(*)
	1,30	3,00	6,60	-	(**)

O teor médio de CO na fração de terra fina para as unidades de solo referidas pelo estudo citado, apresentam, na sua globalidade, tendências crescentes à medida em que o intervalo de profundidades aumenta.

Conforme referido anteriormente (em 4.3), a presente dissertação revela que as unidades de solo Ferralsolos, Nitossolos e Podzois exibem uma tendência crescente no teor médio de CO na fração de terra fina à medida que a profundidade aumenta. Assim, observa-se que a tendência do teor médio de CO com a profundidade é condizente com o estudo realizado pela FAO.

Por outro lado, a presente dissertação, também revela que as unidades de solo Andossolos, Chermozenes, Vertissolos e Xerossolos apresentam tendência decrescente no teor médio de CO na fração de terra fina à medida que a profundidade aumenta. Da mesma forma, em Chermozenes, Ferralsolos, Nitossolos, Podzois, Vertissolos e Xerossolos, o teor médio de CO é consistentemente menor no presente estudo, em todas as profundidades analisadas.

Portanto, observa-se que a tendência do teor médio de CO em profundidade é inconsistente com o estudo realizado pela FAO, conforme apresentado na Tabela 4.4. No caso dos Andossolos, a diferença é substancial, registrando-se no presente estudo um teor médio de CO variando de 3,99 a 4,29kg/m² em diferentes profundidades, enquanto o estudo da FAO relata valores consideravelmente maiores, chegando a 31,00kg/m² na profundidade de 0-200cm.

Importa ainda referir que o estudo da FAO geralmente reporta teores mais que o dobro dos obtidos na presente dissertação, exceto para a menor profundidade (0-30cm) nas unidades de solo Chermozenes, Vertissolos e Xerossolos.

Dada a indisponibilidade de dados no que respeita aos resultados por profundidades, não foi possível fazer uma análise comparativa para as unidades de solo Litossolos, Rendzina e Yermossolos. Curiosamente, os Litossolos e a Rendzina apresentam dados inconsistentes, tornando a comparação mais complexa. No caso dos Litossolos, o presente estudo registra teores de CO em profundidades que variam de 0-100cm a 0-2590cm, enquanto a FAO fornece dados apenas para uma profundidade de 0-30cm. O inverso acontece para unidade de solo Rendzina, onde com o presente estudo não foi possível obter resultados, enquanto a FAO relata um teor de CO de 13,30kg/m² a uma profundidade de 0-30cm.

4.4 Teor médio de Carbono Orgânico na fração de terra fina na área de estudo

Particularmente, para Ponte de Lima, os resultados relativos ao teor médio de CO na fração de terra fina, em kg/m², apresentados na Tabela 4.5, foram calculados através das médias de 1762 dados relativos ao teor médio de CO na fração de terra fina distribuídos por camadas de perfis de solo, categorizados em 5 unidades de solo, distribuídos por profundidades, designadamente, 0-30cm, 0-100cm, 0-200cm e 0-2590cm.

Tabela 4.5 - Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo

Unidades de solo	Teor médio de CO na fração de terra fina por profundidade (kg/m ²)			
	0-30cm	0 – 100cm	0 – 200cm	0 - 2590cm
Antrossolos	2,48	2,71	2,80	2,80
Cambissolos	3,78	3,27	3,06	3,05
Fluvisolos	3,19	3,42	3,40	3,37
Leptossolos	5,96	6,07	5,94	5,94
Regossolos	4,08	3,61	3,45	3,45
Teor médio	3,90	3,82	3,73	3,72

Os resultados obtidos permitiram constatar que 2 das 5 unidades de solo mostram tendência decrescente de teor médio de CO na fração de terra fina à medida em que a profundidade aumenta ou mantendo-se após a profundidade de 0-200cm. Particularmente, os Cambissolos, apresentam um teor de 3,78kg/m² dos 0-30cm, diminuindo com a profundidade para 3,05kg/m² dos 0-2590cm; e, os Regossolos que demonstram uma tendência decrescente no teor de CO, de 4,08kg/m² na profundidade de 0-30cm para 3,45kg/m² nas faixas de profundidade de 0-200cm e 0-2590cm.

Os resultados obtidos permitiram constatar que 3 das 5 unidades de solo apresentam tendência crescente de teor médio de CO na fração de terra fina à medida em que a profundidade aumenta, ou mantendo-se constante. Particularmente, os Antrossolos demonstram um aumento no teor médio de CO de 2,48kg/m² na faixa de profundidade de 0-30cm para 2,80kg/m² nas faixas de profundidade de 0-200cm e 0-2590cm, indicando a acumulação de CO com o aumento da profundidade; os Leptossolos apresentam os maiores teores de CO entre todas as unidades de solo em todas as profundidades, começando com 5,96kg/m² na faixa de profundidade de 0-30cm e aumentando ligeiramente para 6,07kg/m² na faixa de profundidade de 0-100cm e mantendo-se em 5,94kg/m² para as camadas de profundidade de 0-200 cm e 0-2590cm; e os Fluvisolos têm um teor de CO relativamente consistente, à semelhança dos Leptossolos, começando com 3,19kg/m² na profundidade de 0-30cm, aumentando ligeiramente para 3,42kg/m² dos 0-100cm e diminuindo marginalmente para 3,37kg/m² em 0-2590cm.

Relativamente ao teor médio obtido para todas as unidades de solo verifica-se uma tendência decrescente ao longo do perfil de solo, iniciando com 3,90kg/m² de CO na faixa de profundidade de 0-30cm, diminuindo ligeiramente para 3,82kg/m² na profundidade de 0-

100cm e diminuindo ainda mais para 3,73kg/m² e 3,72kg/m² nas faixas de profundidade de 0-200cm e 0-2590cm, respetivamente.

Estes resultados revelam uma diminuição leve, mas consistente, no teor médio de CO com o aumento da profundidade em todas as unidades de solo, conforme é possível observar na **Erro! A origem da referência não foi encontrada.** - Teor médio de CO na fração de terra fina no concelho de Ponte de Lima: (a) profundidade de 0-30 cm; (b) profundidade de 0-100cm; (c) profundidade de 0-200cm; (d) profundidade de 0-2590cm.

Em Ponte de Lima, verifica-se que o potencial de CO apresenta especial relevância nos Leptossolos e Regossolos, verificando-se concentrações superiores a 3,45kg/m², em todas as profundidades.

4.5 Carbono Orgânico na fração de terra fina na área de estudo

Com o objetivo de calcular o CO na fração de terra fina em Ponte de Lima procedeu-se à multiplicação da área de cada unidade de solo (m²) pelo teor médio de CO na fração de terra fina (kg/m²), determinando-se assim a quantidade de CO para Ponte de Lima, por profundidade (Tabela 4.6).

Tabela 4.6 - CO na fração de terra fina por profundidade e por unidade de solo em Ponte de Lima

Unidade de solo	CO na fração de terra fina por profundidade (kg)			
	0-30 cm	0 – 100 cm	0 – 200 cm	0 - 2590 cm
Antrossolos	279 641 196,27	305 966 023,59	315 419 083,90	315 570 084,99
Cambissolos	12 130 049,18	10 504 713,69	9 814 443,25	9 784 651,99
Fluvisolos	66 933 505,60	71 911 166,82	71 402 665,38	70 875 454,37
Leptossolos	260 038 160,87	264 484 097,95	259 091 861,97	259 091 861,97
Regossolos	557 075 055,78	493 198 256,07	471 311 018,53	471 311 018,53
Total	1 175 817 967,70	1 146 064 258,12	1 127 039 073,03	1 126 633 071,85

Nos primeiros 30cm de profundidade, a maior quantidade de CO observou-se na unidade de Regossolos com 557 075 055,8kg, seguida pelos Antrossolos com 279 641 196,3kg. Os Leptossolos apresentaram 260 038 160,9kg de CO, enquanto os Fluvisolos e Cambissolos apresentaram 66 933 505,6kg e 12 130 049,2kg, respetivamente.

À medida que a profundidade aumentou para 0-100cm, 0-200cm e 0-2590cm, a quantidade média de CO diminuiu gradualmente em todas as unidades de solo. No entanto, os Regossolos mantiveram a maior quantidade de CO em todas as profundidades, com 493 198 256,1kg dos 0-100cm, 471 311 018,5kg dos 0-200cm e 471 311 018,5kg dos 0-2590cm. Os Leptossolos apresentaram uma quantidade de CO constante, de aproximadamente, 260 milhões de kg para todas as profundidades, enquanto os Antrossolos variaram entre 305 e 315 milhões de kg. Nos Fluvisolos observa-se um CO relativamente estável de, aproximadamente, 71 milhões de kg em todas as profundidades e a unidade Cambissolos variou de 9,8 a 10,5 milhões de kg de CO.

Esses resultados indicam que as unidades de solo Regossolos, Antrossolos e Leptossolos apresentam um maior potencial como sumidouros de C na região em estudo, uma vez que mantem, consistentemente, um teor médio substancial de CO.

5. DISCUSSÃO

O CO constitui-se como um componente importante do solo, desempenhando um papel crítico nos ecossistemas, tanto como sumidouro de C, através do armazenamento e sequestro, quanto por contribuir para a fertilidade do solo e para a produtividade agrícola. A distribuição e a quantidade de COS podem ser influenciadas por vários fatores, incluindo o tipo de solo, vegetação, clima, uso e manuseamento do solo.

A análise aos dados relativos ao teor de CO permite constatar menores teores nas profundidades estudadas na presente dissertação em comparação com o estudo da FAO. Essa tendência pode refletir várias situações, como mudanças no uso do solo, práticas de manuseamento ou mesmo variações temporais e espaciais naturais. Para uma interpretação mais precisa, seria fundamental o acesso a informações adicionais, como a análise temporal de recolha de todos os dados e as condições ambientais específicas de cada local de estudo.

O presente estudo permite, a partir da análise dos resultados em diferentes unidades de solo, observar uma diversidade potencial de mitigação das AC através do sequestro de carbono. Em geral verifica-se uma diminuição no teor médio de CO à medida que a profundidade aumenta, sugerindo que uma maior quantidade de carbono é sequestrada na camada superior do solo. No entanto, certas unidades de solo, como os Histossolos, exibem uma tendência contrária com o aumento do teor médio de CO à medida que a profundidade aumenta. Este facto que pode ser atribuído às características específicas dos Histossolos, conhecidos por sua riqueza em MO, tornando-os particularmente eficazes no sequestro de carbono e, conseqüentemente, desempenhando um papel importante na mitigação das AC.

Por outro lado, os Gipsissolos e Plintossolos exibem, consistentemente, um menor teor médio de CO em todas as profundidades, sugerindo uma menor capacidade de retenção de CO, indicando, desta forma, que essas unidades de solo podem ter um papel menos significativo na mitigação das AC através do sequestro de carbono.

Para os Antrossolos, Rankers, Rendzina e Yermossolos, uma vez que não foi possível determinar o teor de CO, é um desafio avaliar o papel que estas unidades do solo podem desempenhar na mitigação das AC. A ausência de dados pode ser devida a vários fatores, incluindo a indisponibilidade de dados relativos à densidade dos perfis de solo.

Potencialmente resultado de processos específicos de formação do solo ou de práticas de manuseamento que promovam o sequestro de carbono em camadas mais profundas, os

Arenossolos, Ferralsolos, Litossolos, Nitissolos, Nitossolos, Podzois e Solonétz exibem um aumento no teor médio de CO em maiores profundidades, contrariando a tendência geral e, desta forma, também podem representar um papel importante na mitigação das AC.

Os resultados obtidos na análise dos solos do concelho de Ponte de Lima, em particular das unidades de solos Antrossolos, Cambissolos, Fluvisolos, Leptossolos e Regossolos, apresentam diferenças no seu potencial como sumidouros de carbono. Notavelmente, à medida que a profundidade aumenta, o teor médio observado para todas as unidades de solo apresenta uma tendência decrescente e, conseqüentemente, o CO diminui, padrão este que encontra explicação no facto do CO ser tipicamente mais concentrado nas camadas superficiais do solo, onde a decomposição da MO é mais ativa.

Segundo os resultados obtidos, para a região de Ponte de Lima, devido à sua área representativa, em todas as profundidades, mais de 40% do CO está presente nos Regossolos. Os Antrossolos representam mais de 23% de CO em todas as profundidades, seguidos pelos Leptossolos com mais de 22% de CO em todas as profundidades. A alta capacidade desses solos em armazenar CO pode estar associada à sua composição e estrutura específicas, promovendo estabilidade e retenção de CO. Estes resultados sugerem a importância destes solos como sumidouros de carbono, capacitando-os para a mitigação das AC através do armazenamento de carbono, reduzindo a quantidade de CO₂ na atmosfera. Nesse contexto, é fundamental ressaltar que o manuseamento adequado destas unidades de solo, através de práticas sustentáveis de uso do solo, pode contribuir para a conservação e aumento do seu potencial como sumidouros de carbono.

Os Cambissolos e Fluvisolos, representam uma menor proporção do território e, conseqüentemente, exibem uma menor representatividade de CO, apresentando valores inferiores a 1,5% e 6,5%, respetivamente, em todas as profundidades. Em particular, nos Cambissolos, pode estar relacionada com a textura arenosa, promovendo a mineralização e liberação de CO, enquanto os Fluvisolos são geralmente encontrados em áreas propensas a inundações, onde a constante deposição de sedimentos pode diluir a quantidade de CO.

Importa, no entanto, referir que os resultados obtidos resultam de valores médios analisados ao nível mundial, não tendo sido considerados fatores como zonas climáticas e/ou uso e ocupação do solo, cujos resultados poderão não ser os mais adequados para a região em estudo, dadas as suas especificidades de uso e manuseamento do solo nomeadamente da aplicação de técnicas que permitem o aumento da MO no solo. Neste sentido, será expectável

que, particularmente, os Regossolos, que em Ponte de Lima, pertencem genericamente aos Regossolos úmbricos (RGu), caracterizados por terem um horizonte A úmbrico, com 25 a 60 cm de profundidade, ricos em MO ou de elevada razão carbono/azoto (Brito, 2008) apresentem uma maior capacidade de armazenamento e sequestro de CO relativamente aos resultados obtidos.

Perante o cenário emergente das AC e as suas consequências amplamente reconhecidas, a agricultura de Ponte de Lima, à semelhança de muitas outras regiões, enfrenta um futuro incerto. Este futuro exigirá adaptações significativas para garantir que a agricultura permaneça viável, preservando o ambiente. Neste contexto, a gestão adequada dos solos torna-se imperativa, uma vez que estes desempenham um papel vital na mitigação das AC através da sua capacidade de funcionar como sumidouros de carbono.

As práticas agrícolas sustentáveis, como a seleção de variedades ou espécies apropriadas com maior massa radicular, culturas mistas, culturas de cobertura e rotação de culturas, o uso apropriado de correções do solo e, ainda, recorrer a pastagens melhoradas ou agroflorestais através da redistribuição em horizontes mais profundos do solo ou da eliminação de queimadas, permitem uma série de outros benefícios ambientais e económicos para além do potencial de mitigação das AC.

Os resultados deste estudo destacam a importância significativa dos solos de Ponte de Lima como sumidouros de carbono, contribuindo para a mitigação das AC. No entanto, é fundamental sublinhar que a capacidade destes solos para desempenhar esta função não é apenas inata, mas altamente dependente das práticas de gestão implementadas. O manuseamento adequado do solo, ou seja, a implementação de técnicas agrícolas e práticas de uso sustentável dos solos que respeitem a capacidade do solo, é fundamental para manter e aumentar o potencial de sequestro de carbono.

O uso inadequado do solo, por outro lado, pode levar à degradação do solo, perda de MO e, conseqüentemente, redução do seu potencial de armazenamento de carbono. O cenário das AC impõe um novo desafio ao uso e manuseamento do solo. A adaptação a esta nova realidade significa reconhecer a necessidade de práticas de manuseamento do solo mais sustentáveis, capazes de preservar e aumentar as reservas de carbono no solo, envolvendo práticas agrícolas responsáveis que minimizam a perturbação do solo, promovem a cobertura do solo e a rotação de culturas e a adição de MO ao solo.

Os resultados deste estudo não só sublinham o papel crucial dos solos de Ponte de Lima como sumidouros de carbono, como também evidenciam a necessidade de uma gestão adequada dos solos, visando a conservação e reforço desta capacidade. Isso exigirá um esforço coletivo de práticas de uso e manuseamento do solo, políticas adequadas e conhecimento científico, orientados por um compromisso de desenvolvimento sustentável e de mitigação das AC.

6. CONCLUSÕES

Nunca é demais sublinhar o papel do solo como agente fundamental na mitigação das AC, nomeadamente através de vários processos de captura, armazenamento e estabilização do C. Representando o maior reservatório de carbono terrestre, o COS constitui-se como um fator significativo. Aumentar as reservas de carbono do solo apresenta benefícios multifacetados, incluindo a mitigação das AC, melhoria da saúde e fertilidade do solo e aumento da produção agrícola.

Para aumentar o teor de CO do solo, estratégias como a incorporação de MO, rotação de culturas e uso de plantas de cobertura podem ser aplicadas. No entanto, é importante observar que a capacidade do solo de sequestrar carbono não é infinita e as vantagens de mitigar as AC dependem da aplicação consistente de práticas sustentáveis de uso do solo.

As potenciais ramificações das AC nos processos do solo, juntamente com a necessidade de desenvolver abordagens novas e diferenciadoras, fortalecer colaborações e novas tecnologias inovadoras devem ser o foco na procura para melhorar a qualidade do solo, sendo um dos elementos críticos para alcançar o sequestro efetivo de carbono no solo. Mudanças no uso do solo, juntamente com a aplicação de práticas de gestão sustentável, formam a base das estratégias para maximizar o potencial do solo no sequestro de CO terrestre e, conseqüentemente, no combate às AC, sendo ainda essencial para cumprir a Agenda 2030 das Nações Unidas e os vários ODS interligados.

A capacidade do solo para armazenar carbono, é influenciada por vários fatores, como o clima, a topografia, o material de origem, os organismos e as propriedades do solo. Compreender estas dinâmicas é fundamental para desenvolver estratégias eficazes para aumentar o armazenamento de COS e mitigar as AC.

O presente estudo focou-se na análise dos padrões de armazenamento de COS a diferentes profundidades e por unidade de solo, permitindo constatar que, na generalidade, existe uma diminuição no teor médio de CO à medida que a profundidade aumenta, sugerindo que uma maior quantidade de carbono é sequestrada na camada superior do solo, e que, solos conhecidos pela sua riqueza em MO tornam-se particularmente eficazes no sequestro de carbono e, conseqüentemente, desempenham um papel importante na mitigação das AC.

Este estudo destaca ainda a importância fundamental e a necessidade crítica de uma normalização pormenorizada e de alta qualidade das bases de dados sobre o solo, sendo

imperativo atualizar constantemente e desenvolver redes abrangentes de monitorização do solo em todos os países, assegurando a manutenção e a expansão dos inventários no banco de dados global do solo.

Os dados apresentados na presente dissertação servem o propósito de reconhecer a capacidade do solo em sequestrar CO₂, auxiliando na progressão dos inventários de carbono e a análise da distribuição do CO₂, através de estimativas precisas e confiáveis das reservas atuais de C, o que constitui uma ferramenta para a análise e modelação dos efeitos de diversos fatores envolvidos no potencial de sequestro de COS.

Os resultados obtidos constituem um contributo significativo para a avaliação do potencial de sequestro de CO₂ das unidades de solo do concelho de Ponte de Lima. No entanto, importa referir que é expectável que Ponte de Lima apresente reservas de COS superiores às calculadas. Neste sentido, de forma a colmatar possíveis lacunas, pela utilização de dados determinados ao nível mundial, seria fundamental a concretização de um plano de amostragem com vista a obter dados mais realistas das reservas de CO₂ no território estudado.

O presente trabalho revela-se como uma ferramenta importante para simular os efeitos de diferentes fatores que influenciam a capacidade de sequestro de CO₂ do solo. No entanto, é essencial salientar que o teor de carbono do solo é determinado por fatores de longo prazo associados à formação do solo, como a densidade aparente do solo. Estes fatores podem ser significativamente alterados, quer por degradação quer por melhoria, em resposta a alterações no uso e gestão dos solos. Por conseguinte, a atualização constante dos dados e a análise da sua evolução são requisitos indispensáveis.

Importa, no entanto, referir que os teores de COS dependem fortemente dos fatores primários a longo prazo relacionados com a formação do solo, como a densidade aparente ou das propriedades do solo, podendo ser fortemente influenciados - degradados ou melhorados - por alterações no uso, manuseamento e práticas de gestão do solo. Assim, a realização de análises laboratoriais minuciosas, a atualização regular dos dados e a observação da sua evolução são essenciais.

Em termos das implicações mais amplas deste estudo, a compreensão do potencial do solo para sequestrar carbono tem impactes de grande alcance na nossa capacidade de mitigar os efeitos das AC, sendo o aumento da capacidade do solo para atuar como sumidouro de carbono visto como uma estratégia fundamental que exige investigação contínua.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Accessing WoSIS-derived datasets | ISRIC. (sem data). Obtido 30 de Abril de 2023, de <https://www.isric.org/explore/wosis/accessing-wosis-derived-datasets>
- Agência Portuguesa do Ambiente. (2022, Dezembro 15). Emissão de gases de efeito estufa (Protocolo de Quioto, 2a fase - kt CO₂eq) por Setor de emissão; Anual. Instituto Nacional de Estatística.
- Amézketa, E. (1999). Soil Aggregate Stability: A Review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14(2–3), 83–151. https://doi.org/10.1300/J064v14n02_08
- Aria, M., & Cuccurullo, C. (2017). bibliometrix: An R-tool for comprehensive science mapping analysis. *Journal of Informetrics*, 11(4), 959–975. <https://doi.org/10.1016/J.JOI.2017.08.007>
- Arrouays, D., Leenaars, J. G. B., Richer-de-Forges, A. C., Adhikari, K., Ballabio, C., Greve, M., Grundy, M., Guerrero, E., Hempel, J., Hengl, T., Heuvelink, G., Batjes, N., Carvalho, E., Hartemink, A., Hewitt, A., Hong, S.-Y., Krasilnikov, P., Lagacherie, P., Lelyk, G., ... Rodriguez, D. (2017). Soil legacy data rescue via GlobalSoilMap and other international and national initiatives. *GeoResJ*, 14, 1–19. <https://doi.org/10.1016/j.grj.2017.06.001>
- Arrouays, D., Saby, N., Walter, C., Lemercier, B., & Schwartz, C. (2006). Relationships between particle-size distribution and organic carbon in French arable topsoils. *Soil Use and Management*, 22(1), 48–51. <https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2006.00020.x>
- Atkinson, C. J., Fitzgerald, J. D., & Hips, N. A. (2010). Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. *Plant and Soil*, 337(1), 1–18. <https://doi.org/10.1007/s11104-010-0464-5>
- Balesdent, J., Chenu, C., & Balabane, M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53(3–4), 215–230. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(99\)00107-5](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(99)00107-5)
- Batjes, N. H. (1998). Mitigation of atmospheric CO₂ concentrations by increased carbon sequestration in the soil. *Biology and Fertility of Soils*, 27(3), 230–235. <https://doi.org/10.1007/s003740050425>
- Batjes, N. H. (2014). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 10–21. https://doi.org/10.1111/ejss.12114_2
- Batjes, N. H., Ribeiro, E., van Oostrum, A., Leenaars, J., Hengl, T., & Mendes de Jesus, J. (2017). WoSIS: providing standardised soil profile data for the world. *Earth System Science Data*, 9(1), 1–14. <https://doi.org/10.5194/essd-9-1-2017>
- Brito, M. (2008). Litologia, pedologia e aptidão do solo. Em *As Condições Naturais e o Território de Ponte de Lima* (pp. 35–56). Município de Ponte de Lima.
- Bronick, C. J., & Lal, R. (2005). Soil structure and management: A review. *Geoderma*, 124(1–2), 3–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.03.005>
- Brown, G. G., Barois, I., & Lavelle, P. (2000). Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic

- functional domains. *European Journal of Soil Biology*, 36(3–4), 177–198. [https://doi.org/10.1016/S1164-5563\(00\)01062-1](https://doi.org/10.1016/S1164-5563(00)01062-1)
- Chaplot, V., Bouahom, B., & Valentin, C. (2010). Soil organic carbon stocks in Laos: spatial variations and controlling factors. *Global Change Biology*, 16(4), 1380–1393. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02013.x>
- Cheddadi, R., Guiot, J., & Jolly, D. (2001). The Mediterranean vegetation: What if the atmospheric CO₂ increased? *Landscape Ecology*, 16(7), 667–675. <https://doi.org/10.1023/A:1013149831734>
- Conant, R. T., Ryan, M. G., Ågren, G. I., Birge, H. E., Davidson, E. A., Eliasson, P. E., Evans, S. E., Frey, S. D., Giardina, C. P., Hopkins, F. M., Hyvönen, R., Kirschbaum, M. U. F., Lavalley, J. M., Leifeld, J., Parton, W. J., Megan Steinweg, J., Wallenstein, M. D., Martin Wetterstedt, J. Å., & Bradford, M. A. (2011). Temperature and soil organic matter decomposition rates - synthesis of current knowledge and a way forward. *Global Change Biology*, 17(11), 3392–3404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02496.x>
- Dimassi, B., Cohan, J.-P., Labreuche, J., & Mary, B. (2013). Changes in soil carbon and nitrogen following tillage conversion in a long-term experiment in Northern France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 169, 12–20. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.01.012>
- Direção Regional de Agricultura e Pescas do Norte. (1995). Carta de Solos e de Aptidão da Terra do Entre-Douro e Minho, escala 1:100 000.
- Direção-Geral do Território. (2023). Carta Administrativa Oficial de Portugal.
- Doetterl, S., Stevens, A., Six, J., Merckx, R., van Oost, K., Casanova Pinto, M., Casanova-Katny, A., Muñoz, C., Boudin, M., Zagal Venegas, E., & Boeckx, P. (2015). Soil carbon storage controlled by interactions between geochemistry and climate. *Nature Geoscience*, 8(10), 780–783. <https://doi.org/10.1038/ngeo2516>
- European Environment Agency. (2022a). Trends and projections in Europe 2022.
- European Environment Agency. (2022b). What are the sources of greenhouse gas emissions in the EU?
- Eurostat. (2021). Eurostat regional yearbook (M. Kotzeva, T. Brandmüller, B. Fohgrub, & Å. Önnersfors, Eds.). Publications Office of the European Union.
- Franzluebbers, A. J., Haney, R. L., Honeycutt, C. W., Arshad, M. A., Schomberg, H. H., & Hons, F. M. (2001). Climatic influences on active fractions of soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 33(7–8), 1103–1111. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(01\)00016-5](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(01)00016-5)
- Fuss, S., Lamb, W. F., Callaghan, M. W., Hilaire, J., Creutzig, F., Amann, T., Beringer, T., de Oliveira Garcia, W., Hartmann, J., Khanna, T., Luderer, G., Nemet, G. F., Rogelj, J., Smith, P., Vicente, J. v, Wilcox, J., del Mar Zamora Dominguez, M., & Minx, J. C. (2018). Negative emissions - Part 2: Costs, potentials and side effects. *Environmental Research Letters*, 13(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aabf9f>
- Glaser, B., & Amelung, W. (2003). Pyrogenic carbon in native grassland soils along a climosequence in North America. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(2), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2002GB002019>

- Glaser, B., Lehmann, J., & Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - A review. *Biology and Fertility of Soils*, 35(4), 219–230. <https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>
- Gray, J. M., Bishop, T. F. A., & Wilson, B. R. (2015). Factors Controlling Soil Organic Carbon Stocks with Depth in Eastern Australia. *Soil Science Society of America Journal*, 79(6), 1741–1751. <https://doi.org/10.2136/sssaj2015.06.0224>
- Grimm, R., Behrens, T., Märker, M., & Elsenbeer, H. (2008). Soil organic carbon concentrations and stocks on Barro Colorado Island — Digital soil mapping using Random Forests analysis. *Geoderma*, 146(1–2), 102–113. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.05.008>
- Guo, L. B., & Gifford, R. M. (2002). Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology*, 8(4), 345–360. <https://doi.org/10.1046/j.1354-1013.2002.00486.x>
- Hamza, M. A., & Anderson, W. K. (2005). Soil compaction in cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 82(2), 121–145. <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009>
- Hassink, J., Whitmore, A. P., & Kubát, J. (1997). Size and density fractionation of soil organic matter and the physical capacity of soils to protect organic matter. *European Journal of Agronomy*, 7(1–3), 189–199. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(97\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(97)00045-2)
- Herold, N., Schöning, I., Michalzik, B., Trumbore, S., & Schrumpf, M. (2014). Controls on soil carbon storage and turnover in German landscapes. *Biogeochemistry*, 119(1–3), 435–451. <https://doi.org/10.1007/s10533-014-9978-x>
- Hobbie, S. E., Schimel, J. P., Trumbore, S. E., & Randerson, J. R. (2000). Controls over carbon storage and turnover in high-latitude soils. *Global Change Biology*, 6(S1), 196–210. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.06021.x>
- Hobley, E., Wilson, B., Wilkie, A., Gray, J., & Koen, T. (2015). Drivers of soil organic carbon storage and vertical distribution in Eastern Australia. *Plant and Soil*, 390(1–2), 111–127. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2380-1>
- Hu, Y., Zhang, Q., Hu, S., Xiao, G., Chen, X., Wang, J., Qi, Y., Zhang, L., & Han, L. (2022). Research progress and prospects of ecosystem carbon sequestration under climate change (1992–2022). *Ecological Indicators*, 145, 109656. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109656>
- IPCC. (2000). *Land Use, Land-Use Change, and Forestry: Special Report* (R. T. Watson, I. Noble, B. Bolin, N. H. Ravindranath, N. Leary, O. Canziani, M. Manning, D. Griggs, F. Joos, J. Stone, B. Metz, E. Calvo, P. Kuikman, D. J. Verardo, & N. Sundararaman, Eds.). Cambridge University Press.
- IPCC. (2003). *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry* (J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe, & F. Wagner, Eds.). Institute for Global Environmental Strategies.
- IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (V. Masson-Delmotte, P. Zhai, A. Pirani, S. L. Connors, C. Péan, Y. Chen,

- L. Goldfarb, M. I. Gomis, J. B. R. Matthews, S. Berger, M. Huang, O. Yelekçi, R. Yu, & B. Zhou, Eds.). Cambridge University Press.
- Jacinthe, P.-A., Lal, R., & Kimble, J. M. (2002). Carbon dioxide evolution in runoff from simulated rainfall on long-term no-till and plowed soils in southwestern Ohio. *Soil and Tillage Research*, 66(1), 23–33. [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00010-7](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00010-7)
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkinen, K., & Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3–4), 253–268. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- Jobbagy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423. <https://doi.org/10.2307/2641104>
- Kaiser, K., & Guggenberger, G. (2000). The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of organic matter in soils. *Organic Geochemistry*, 31(7–8), 711–725. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(00\)00046-2](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(00)00046-2)
- Kell, D. B. (2011). Breeding crop plants with deep roots: Their role in sustainable carbon, nutrient and water sequestration. *Annals of Botany*, 108(3), 407–418. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr175>
- Lal, R. (2004). Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123(1–2), 1–22. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.032>
- Lal, R. (2008). Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1492), 815–830. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2185>
- Lal, R., Bouma, J., Brevik, E., Dawson, L., Field, D. J., Glaser, B., Hatano, R., Hartemink, A. E., Kosaki, T., Lascelles, B., Monger, C., Muggler, C., Ndzana, G. M., Norra, S., Pan, X., Paradelo, R., Reyes-Sánchez, L. B., Sandén, T., Singh, B. R., ... Zhang, J. (2021). Soils and sustainable development goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences perspective. *Geoderma Regional*, 25, e00398. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2021.e00398>
- Lal, R., Monger, C., Nave, L., & Smith, P. (2021). The role of soil in regulation of climate. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 376(1834), 20210084. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0084>
- Lal, R., Negassa, W., & Lorenz, K. (2015). Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15, 79–86. <https://doi.org/10.1016/J.COSUST.2015.09.002>
- le Quéré, C., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Sitch, S., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Manning, A. C., Boden, T. A., Tans, P. P., Houghton, R. A., Keeling, R. F., Alin, S., Andrews, O. D., Anthoni, P., Barbero, L., Bopp, L., Chevallier, F., Chini, L. P., Ciais, P., ... Zaehle, S. (2016). Global Carbon Budget 2016. *Earth System Science Data*, 8(2), 605–649. <https://doi.org/10.5194/essd-8-605-2016>
- Lehmann, J., Gaunt, J., & Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems - A review. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11(2), 403–427. <https://doi.org/10.1007/s11027-005-9006-5>

- Luo, Y., Su, B., Currie, W. S., Dukes, J. S., Finzi, A., Hartwig, U., Hungate, B., McMurtrie, R. E., Oren, R., Parton, W. J., Pataki, D. E., Shaw, M. R., Zak, D. R., & Field, C. B. (2004). Progressive nitrogen limitation of ecosystem responses to rising atmospheric carbon dioxide. *BioScience*, 54(8), 731–739. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0731:PNLOER\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0731:PNLOER]2.0.CO;2)
- Meier, I. C., & Leuschener, C. (2010). Variation of soil and biomass carbon pools in beech forests across a precipitation gradient. *Global Change Biology*, 16(3), 1035–1045. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02074.x>
- Muñoz-Rojas, M., Jordán, A., Zavala, L. M., De la Rosa, D., Abd-Elmabod, S. K., & Anaya-Romero, M. (2012). Organic carbon stocks in Mediterranean soil types under different land uses (Southern Spain). *Solid Earth*, 3(2), 375–386. <https://doi.org/10.5194/se-3-375-2012>
- Olesen, J. E., & Bindi, M. (2002). Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. *European Journal of Agronomy*, 16(4), 239–262. [https://doi.org/10.1016/S1161-0301\(02\)00004-7](https://doi.org/10.1016/S1161-0301(02)00004-7)
- Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura. (2002). Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra.
- Percival, H. J., Parfitt, R. L., & Scott, N. A. (2000). Factors Controlling Soil Carbon Levels in New Zealand Grasslands Is Clay Content Important? *Soil Science Society of America Journal*, 64(5), 1623–1630. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6451623x>
- Poepflau, C., & Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural soils via cultivation of cover crops - A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 33–41. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.10.024>
- Post, W. M., Izaurrealde, R. C., Jastrow, J. D., McCarl, B. A., Amonette, J. E., Bailey, V. L., Jardine, P. M., West, T. O., & Zhou, J. (2004). Enhancement of carbon sequestration in US soils. *BioScience*, 54(10), 895–908. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0895:EOCSIU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0895:EOCSIU]2.0.CO;2)
- Post, W. M., & Kwon, K. C. (2000). Soil carbon sequestration and land-use change: processes and potential. *Global Change Biology*, 6(3), 317–327. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2000.00308.x>
- Powlson, D. S., Stirling, C. M., Jat, M. L., Gerard, B. G., Palm, C. A., Sanchez, P. A., & Cassman, K. G. (2014). Limited potential of no-till agriculture for climate change mitigation. *Nature Climate Change*, 4(8), 678–683. <https://doi.org/10.1038/nclimate2292>
- Pulleman, M. M., Bouma, J., van Essen, E. A., & Meijles, E. W. (2000). Soil Organic Matter Content as a Function of Different Land Use History. *Soil Science Society of America Journal*, 64(2), 689–693. <https://doi.org/10.2136/sssaj2000.642689x>
- Raza, S., Zamanian, K., Ullah, S., Kuzyakov, Y., Virto, I., & Zhou, J. (2021). Inorganic carbon losses by soil acidification jeopardize global efforts on carbon sequestration and climate change mitigation. *Journal of Cleaner Production*, 315, 128036. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.128036>
- Rounsevell, M. D. A., Evans, S. P., & Bullock, P. (1999). Climate Change and Agricultural Soils: Impacts and Adaptation. *Climatic Change*, 43(4), 683–709. <https://doi.org/10.1023/A:1005597216804>

- Schulten, H.-R., & Leinweber, P. (2000). New insights into organic-mineral particles: composition, properties and models of molecular structure. *Biology and Fertility of Soils*, 30(5–6), 399–432. <https://doi.org/10.1007/s003740050020>
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A., & Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: Implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241(2), 155–176. <https://doi.org/10.1023/A:1016125726789>
- Six, J., Frey, S. D., Thiet, R. K., & Batten, K. M. (2006). Bacterial and fungal contributions to carbon sequestration in agroecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 555–569. <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.0347>
- Sleutel, S., de Neve, S., & Hofman, G. (2007). Assessing causes of recent organic carbon losses from cropland soils by means of regional-scaled input balances for the case of Flanders (Belgium). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 78(3), 265–278. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9090-x>
- Smith, P. (2004). Carbon sequestration in croplands: The potential in Europe and the global context. *European Journal of Agronomy*, 20(3), 229–236. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2003.08.002>
- Smith, P. (2008). Land use change and soil organic carbon dynamics. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 81(2), 169–178. <https://doi.org/10.1007/s10705-007-9138-y>
- Smith, P. (2012). Soils and climate change. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 539–544. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2012.06.005>
- Sollins, P., Homann, P., & Caldwell, B. A. (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1–2), 65–105. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(96\)00036-5](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(96)00036-5)
- Solomon, D., Lehmann, J., Kinyangi, J., Amelung, W., Lobe, I., Pell, A., Riha, S., Ngoze, S., Verchot, L., Mbugua, D., Skjemstad, J., & Schafer, T. (2007). Long-term impacts of anthropogenic perturbations on dynamics and speciation of organic carbon in tropical forest and subtropical grassland ecosystems. *Global Change Biology*, 13(2), 511–530. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01304.x>
- Stockmann, U., Adams, M. A., Crawford, J. W., Field, D. J., Henakaarchchi, N., Jenkins, M., Minasny, B., McBratney, A. B., Courcelles, V. D. R. D., Singh, K., Wheeler, I., Abbott, L., Angers, D. A., Baldock, J., Bird, M., Brookes, P. C., Chenu, C., Jastrow, J. D., Lal, R., ... Zimmermann, M. (2013). The knowns, known unknowns and unknowns of sequestration of soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Tiessen, H., Sampaio, E. V. S. B., & Salcedo, I. H. (2001). Organic matter turnover and management in low input agriculture of NE Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 61(1/2), 99–103. <https://doi.org/10.1023/A:1013384730492>
- Torn, M. S., Trumbore, S. E., Chadwick, O. A., Vitousek, P. M., & Hendricks, D. M. (1997). Mineral control of soil organic carbon storage and turnover. *Nature*, 389(6647), 170–173. <https://doi.org/10.1038/38260>
- Vasques, G. M., Grunwald, S., Comerford, N. B., & Sickman, J. O. (2010). Regional modelling of soil carbon at multiple depths within a subtropical watershed. *Geoderma*, 156(3–4), 326–336. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.03.002>

- Viscarra Rossel, R. A., Webster, R., Bui, E. N., & Baldock, J. A. (2014). Baseline map of organic carbon in Australian soil to support national carbon accounting and monitoring under climate change. *Global Change Biology*, 20(9), 2953–2970. <https://doi.org/10.1111/gcb.12569>
- von Lützow, M., & Kögel-Knabner, I. (2009). Temperature sensitivity of soil organic matter decomposition—what do we know? *Biology and Fertility of Soils*, 46(1), 1–15. <https://doi.org/10.1007/s00374-009-0413-8>
- Vysna, V., Maes, J., Petersen, J.-E., la Notte, A., Vallecillo, S., Aizpurua, N., Ivits, E., & Teller, A. (2021). Accounting for ecosystems and their services in the European Union.
- Wang, Y., Tao, F., Chen, Y., & Yin, L. (2022). Interactive impacts of climate change and agricultural management on soil organic carbon sequestration potential of cropland in China over the coming decades. *Science of The Total Environment*, 817, 153018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153018>
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., Garcia-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H.-J., & Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils - A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149–162. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>
- Winsome, T., & McColl, J. G. (1998). Changes in chemistry and aggregation of a California forest soil worked by the earthworm *Argilophilus papillifer eisen* (Megascolecidae). *Soil Biology and Biochemistry*, 30(13), 1677–1687. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00262-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00262-9)
- Xiong, X., Grunwald, S., Myers, D. B., Kim, J., Harris, W. G., & Comerford, N. B. (2014). Holistic environmental soil-landscape modeling of soil organic carbon. *Environmental Modelling & Software*, 57, 202–215. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.03.004>
- Zinn, Y. L., Lal, R., Bigham, J. M., & Resck, D. V. S. (2007). Edaphic Controls on Soil Organic Carbon Retention in the Brazilian Cerrado: Texture and Mineralogy. *Soil Science Society of America Journal*, 71(4), 1204–1214. <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0014>

ANEXOS

ANEXO 1



Review

Soil Carbon Sequestration in the Context of Climate Change Mitigation: A Review

Cristina I. Dias Rodrigues ¹, Luís Miguel Brito ^{1,2,3} and Leonel J. R. Nunes ^{4,*}

¹ Escola Superior Agrária, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Rua Escola Industrial e Comercial de Nun'Alvares, 4900-347 Viana do Castelo, Portugal; crrodrigues@ipvc.pt (C.I.D.R.); miguelbrito@esa.ipvc.pt (L.M.B.)

² CIMO, Centro de Investigação de Montanha, Instituto Politécnico de Bragança, Campus Santa Apolónia, 5300-253 Bragança, Portugal

³ CISAS, Centro de Investigação e Desenvolvimento em Sistemas Agroalimentares e Sustentabilidade, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Rua Escola Industrial e Comercial de Nun'Alvares, 4900-347 Viana do Castelo, Portugal

⁴ ProMetheus, Unidade de Investigação em Materiais, Energia e Ambiente para a Sustentabilidade, Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Rua da Escola Industrial e Comercial de Nun'Alvares, 4900-347 Viana do Castelo, Portugal

* Correspondence: leonelnunes@esa.ipvc.pt

Abstract: This review article aims to acknowledge the multifaceted functions of soil, and given its status as the largest terrestrial carbon store, to reaffirm its previously established importance in carbon sequestration. The article outlines the key variables that affect soil's ability to trap carbon and highlights the significance of soil in halting climate change. A bibliometric study of seven sets of keywords relating to the significance of soil in carbon sequestration for climate change mitigation laid the foundation for this review. The literature review that followed, which was based on the bibliometric analysis, concentrated on carbon sequestration and the impact of the key factors that affect the amount of organic carbon in soil, including (1) climatic conditions; (2) topography; (3) parent material; (4) organisms; and (5) soil qualities. The goal of this review article is to recognize the diverse roles of soil, while reasserting its well-documented significance in carbon sequestration. This is particularly important considering soil's position as the largest terrestrial storehouse of carbon.

Keywords: carbon storage; carbon indicators; carbon mitigation; organic soil properties; soil functions



Citation: Rodrigues, C.I.D.; Brito, L.M.; Nunes, L.J.R. Soil Carbon Sequestration in the Context of Climate Change Mitigation: A Review. *Soil Syst.* **2023**, *7*, 64. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7030064>

Academic Editor: Yu (Frank) Yang

Received: 16 May 2023

Revised: 22 June 2023

Accepted: 29 June 2023

Published: 3 July 2023



Copyright: © 2023 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

1. Introduction

Climate change is one of the most significant challenges of our time. The increase in average temperature, now unequivocally proven, is occurring at an unprecedented rate. The growing concentration of carbon dioxide (CO₂), as well as other greenhouse gases, such as methane (CH₄) and nitrogen oxides (NO_x), which are the main drivers of the anthropogenic greenhouse gas (GHG) effect, are released through the burning of fossil fuels and biomass, notably through the decomposition of organic matter at the surface and at depth in the soil [1]. This leads to the need for reliable estimates of the amounts of organic carbon that can be sequestered by vegetation and soils.

The official GHG emissions data reported by the 27 European Union (EU) Member States confirm that the EU fully achieved its climate and energy targets for 2020. The EU-27 GHG emissions in 2020 were 32% below 1990 levels, far exceeding the 2020 target of a 20% reduction [2]. Estimates from preliminary data, reported by the most recent Member States, suggest that GHG emissions increased by 5% in 2021 compared to the 2020 levels. However, these estimated emissions remain 6% below the pre-COVID level of 2019 and over 8% below the 2020 target. At the level of GHG emission sources, the energy sector (26%) was the largest contributor in the EU in 2022, followed by domestic transport and industry sectors (22%). It is also important to note that the land use, land-use change, and

forestry sectors show negative values (−7%), resulting from their positive contribution to carbon sequestration capacity [3].

In Portugal, similarly to trends observed in EU data, GHG emissions began decreasing in 2005 and continued since, with the exception of 2017. The most recent data, from 2020, indicate emissions of 52,939.2 kt CO₂eq [4], with the energy sector being the largest contributor to GHG emissions in Portugal. On the other hand, in general, over the 30 years of reference data, the forestry and land-use change sectors recorded negative emission values, representing the sector's ability to sequester carbon. However, it is worth noting that in 2017, the forestry and land-use change sectors were responsible for emitting 21,453.80 kt CO₂eq, which accounted for 23% of total emissions (92,404.1 kt CO₂eq) [4].

Increases in atmospheric CO₂ can lead to increases in terrestrial carbon storage, namely through photosynthesis, land-use changes, vegetation and soil responses to continuous warming, and changes in the water cycle [5]. On the timescale of decades and centuries, the main natural CO₂ sinks pertain to absorption by oceans, plants, and soils [5]. Given that more than two-thirds of terrestrial carbon reserves are found in soils [6,7], they play an important role in mitigating GHGs emissions [8]. The role of soils as sinks for atmospheric CO₂ is ambiguous [9], and various strategies to increase their carbon sequestration capacity are discussed in the literature, revealing an opportunity for soil to reduce carbon emissions or explore other sequestration opportunities [1,10]. Increasing carbon sequestration also supports several United Nations Sustainable Development Goals (SDGs), directly contributing to SDG 2 "End Hunger", SDG 13 "Combat Climate Change", and SDG 15 "Terrestrial Ecosystems and Biodiversity".

Under the United Nations Framework Convention on Climate Change, countries prepare inventories of all anthropogenic GHG emissions and removals, following methodological guidance prepared by the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). These GHG inventories include the "Land Use, Land-Use Change, and Forestry" (LULUCF) sector, covering emissions and sequestration, primarily through forests, but also from croplands, grasslands, wetlands, settlements, and other areas. Following this, in the EU, the net CO₂ absorption estimated in 2012 was 306 million tonnes of CO₂. This number results from the balance between net sequestration by forests (444 million tonnes of CO₂) and net emissions from other ecosystems (138 million tonnes of CO₂). EU ecosystems, and particularly forests, mitigate around 7% of all anthropogenic CO₂ emissions in the EU [11].

In the EU, there is great potential to increase soil carbon stocks over the next few decades through changes in agricultural practices [12]. In this context, the possibility of carbon sequestration should be considered as a potential means to mitigate increases in atmospheric CO₂ concentrations. However, it is important to note that recent studies recommend some precautions, highlighting that those efforts aimed at achieving carbon sequestration are often offset by other GHG emissions [9] and that soils generally have low potential to accumulate carbon [1]. Since carbon sequestration in soils is potentially finite, not permanent [6], and difficult to quantify and verify in the long term, it can be considered a risky strategy for minimizing climate effects compared to direct emission reduction. However, in the short term, it may be crucial for reducing atmospheric CO₂ concentrations [13]. The balance between carbon inputs and outputs in the soil is disturbed by land-use change until equilibrium is reached again. During this process, the soil can act as a source of carbon or as a sink of carbon depending on the relationship between carbon inputs and outputs [14].

Lal and Lal et al. [15,16] indicate that there are numerous benefits in terrestrial carbon sequestration, including compensating for anthropogenic emissions; reducing the net increase in atmospheric CO₂ concentration; increasing soil and water resource quality and their ecosystem functions and services; decreasing nutrient losses from ecosystems; reducing erosion risks; improving habitats; enhancing water retention; restoring degraded soils; and increasing land-use efficiency. Given the numerous co-benefits, there is great interest in defining concepts, experimental approaches, laboratory analysis procedures, and methods for determining carbon sequestration rates through plant units, plant residues,

and other organic solids, which are stored and retained as part of the soil organic matter. In this sense, quantifying the global ecosystem carbon balance is necessary and fundamental, not only to assess the magnitude of global carbon reservoirs, but also to set new objectives for ecosystem management.

The primary purpose of this review article is to furnish a comprehensive insight into the multiple roles that soil plays, with a special emphasis on its significant function in carbon sequestration and mitigating the effects of climate change. Soil, as the largest terrestrial carbon reservoir, plays a pivotal role in the global carbon cycle and is a crucial player in our battle against climate change. The article underscores this crucial role and brings into focus the key factors that impact its capacity to sequester carbon. These factors range from environmental conditions such as climate, geographical features including topography, the soil's original composition termed as the parent material, the variety of organisms that inhabit the soil, to inherent soil characteristics such as its texture, structure, and organic matter content. To provide a well-rounded understanding, the review was carried out using a two-pronged approach. Initially, a bibliometric analysis was conducted on seven distinct sets of keywords pertinent to the subject matter. This method of analysis allowed for an objective assessment of the current state of research in this field. Subsequently, a thorough literature review was performed to delve deeper into the selected studies, providing a nuanced understanding of the various aspects of soil's role in carbon sequestration and climate change mitigation.

2. Bibliometric Analysis

This study started with the definition of bibliometric analysis processes, using the Scopus database due to its extensive collection of relevant articles. We exported our findings from Scopus in BibTeX format to record detailed citation and bibliographic information. A thorough investigation of scientific articles was undertaken. This process involved using carefully selected keywords in various combinations, which were applied to the titles, abstracts, and keywords of database entries. To enhance the precision of the search, we employed additional filters. We confined the 'Study Area' to Environmental Science and Agricultural and Biological Sciences and the 'Document Type' to Review. The complete list of applied keywords can be found in Figure 1. Subsequently, the search results were further explored using the "Bibliometrix" package [17], specifically with the "Biblioshiny" tool, available in RStudio software, version 5599.7.2.0, where publication data, such as authors, publication years, country of origin, number of citations, number of publications, and journal information, are compiled and organized to facilitate the extraction of more relevant data. To make data processing easier and to adapt the data for reading, the data were exported from this tool into Excel format.

The analysis of different keyword sets indicated distinctive trends in the scientific literature. 'Soil', 'Carbon', and 'Capture' resulted in 134 documents from 1995 to 2022, with a 100% increase from 2020 to 2021. A higher yield was seen with 'Soil', 'Carbon', and 'Sequestration', generating 995 documents from 1997 to 2023, and reaching over 100 publications in 2021. Despite a steady rate of one publication per year, 'Soil', 'Carbon', 'Sequestration', 'Soil', 'Carbon', 'Sequestration', 'Climate', and 'Change' showed significant growth, with 433 documents from 1997 to 2023 and more than 160 in the last three years. The sets 'Carbon', 'Sequestration', 'Soil', 'Types', and 'Carbon', 'Sequestration', 'Types', 'Land', and 'Use' yielded 154 and 98 documents, respectively, both showing an upward trend since 2019. 'Carbon', 'Sequestration', 'Soil', 'Organic', and 'Matter' generated 259 documents, peaking in the last two years. These topics, overall, show increasing attention over time. Journals frequently cited include "Science of The Total Environment", "Agronomy for Sustainable Development", and "Journal of Environmental Management", each associated with specific keyword groups. Considering author nationality, the U.S., China, and the U.K. are the most common, with China leading for 'Carbon', 'Sequestration', 'Soil', and 'Types', and Germany also featuring significantly for 'Carbon', 'Sequestration', 'Soil', 'Organic',

and ‘Matter’. This bibliometric analysis, including the five most cited documents for each keyword set (presented in Table 1), serves as a foundation for the literature review.

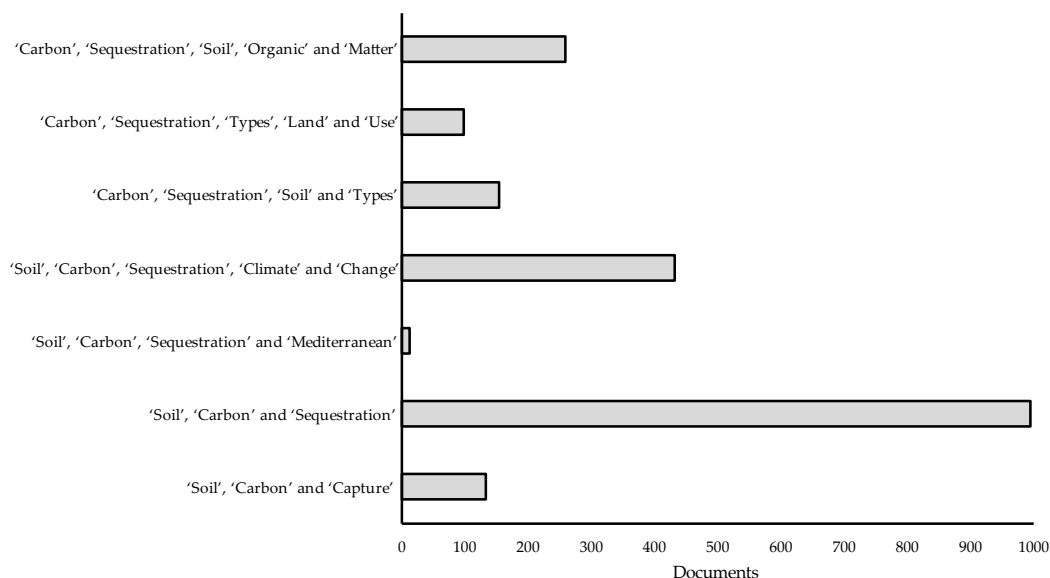


Figure 1. Sets of keywords used in the search, with the ‘Study Area’ confined to Environmental Science and Agricultural and Biological Sciences and the ‘Document Type’ to Review.

Table 1. Most cited documents worldwide for each set of keywords used in the search in the Web of Science database and processed in the Bibliometrix package (Biblioshiny tool) in RStudio: (a) ‘Soil’, ‘Carbon’, and ‘Capture’; (b) set of keywords ‘Soil’, ‘Carbon’, and ‘Sequestration’; (c) set of keywords ‘Soil’, ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Climate’, and ‘Change’; (d) set of keywords ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, and ‘Types’; (e) set of keywords ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Types’, ‘Land’, and ‘Use’; and (f) set of keywords ‘Carbon’, ‘Sequestration’, ‘Soil’, ‘Organic’, and ‘Matter’.

	Reference	Citations
(a)	Dungait, J.A.; Hopkins, D.W.; Gregory, A.S.; Whitmore, A.P. Soil organic matter turnover is governed by accessibility not recalcitrance. <i>Glob. Chang. Biol.</i> 2012 , <i>18</i> , 1781–1796.	942
	McCormack, M.L.; Dickie, I.A.; Eissenstat, D.M.; Fahey, T.J.; Fernandez, C.W.; Guo, D.; Helmissari, H.-S.; Hobbie, E.A.; Iversen, C.M.; Jackson, R.B.; et al. Redefining fine roots improves understanding of below-ground contributions to terrestrial biosphere processes. <i>New Phytol.</i> 2015 , <i>207</i> , 505–518.	702
	Paustian K.A.O.J.H.; Andren, O.; Janzen, H.H.; Lal, R.; Smith, P.; Tian, G.; Woome, P.L. Agricultural soils as a sink to mitigate CO ₂ emissions. <i>Soil Use Manag.</i> 1997 , <i>13</i> , 230–244.	692
	Nair, P.R. Grand challenges in agroecology and land use systems. <i>Front. Environ. Sci.</i> 2014 , <i>2</i> , 1.	522
	Fuss, S.; Lamb, W.F.; Callaghan, M.W.; Hilaire, J.; Creutzig, F.; Amann, T.; Minx, J.C. Negative emissions—Part 2: Costs, potentials and side effects. <i>Environ. Res. Lett.</i> 2018 , <i>13</i> , 063002.	491
(b)	Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. <i>Plant Soil</i> 2002 , <i>241</i> , 155–176.	2803
	Huang, L.; Wang, C.Y.; Tan, W.F.; Hu, H.Q.; Cai, C.F.; Wang, M.K. Distribution of organic matter in aggregates of eroded Ultisols, Central China. <i>Soil Tillage Res.</i> 2010 , <i>108</i> , 59–67.	2560
	Lehmann, J.; Guant, G.; Rondon, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—A review. <i>Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.</i> 2006 , <i>11</i> , 403–427.	2138
	Lal, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. <i>Geoderma</i> 2004 , <i>123</i> , 1–22.	2137

Table 1. Cont.

	Reference	Citations
	Lal, R. Soil carbon sequestration to mitigate climate change. <i>Geoderma</i> 2004 , <i>123</i> , 1–22.	2137
	Atkinson, C.J.; Fitzgerald, J.D.; Hipps, N.A. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. <i>Plant Soil</i> 2010 , <i>337</i> , 1–18.	1432
(c)	Bowles, T.M.; Acosta-Martínez, V.; Calderón, F.; Jackson, L.E. Soil enzyme activities, microbial communities, and carbon and nitrogen availability in organic agroecosystems across an intensively-managed agricultural landscape. <i>Soil Biol. Biochem.</i> 2014 , <i>68</i> , 252–262.	1206
	Running, S.W.; Nemani, R.R.; Heinsch, F.A.; Zhao, M.; Reeves, M.; Hashimoto, H. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. <i>Bioscience</i> 2004 , <i>54</i> , 547–560.	978
	Olesen, J.E.; Bindi, M. Consequences of climate change for European agricultural productivity, land use and policy. <i>Eur. J. Agron.</i> 2002 , <i>16</i> , 239–262.	972
	Lehmann, J.; Gaunt, J.; Rondon, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—A review. <i>Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.</i> 2006 , <i>11</i> , 403–427.	2138
(d)	Hinsinger, P.; Bengough, A.G.; Vetterlein, D.; Young, I.M. Rhizosphere: biophysics, biogeochemistry and ecological relevance. <i>Plant Soil</i> 2009 , <i>321</i> , 117–152.	965
	Diacono, M.; Montemurro, F. Long-term effects of organic amendments on soil fertility. <i>Sustain. Agric.</i> 2011 , <i>2</i> , 761–786.	844
	Kimball, B.A.; Kobayashi, K.; Bindi, M. Responses of agricultural crops to free-air CO ₂ enrichment. <i>Adv. Agron.</i> 2002 , <i>77</i> , 293–368.	758
	Lehmann, J.; Gaunt, J.; Rondon, M. Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—A review. <i>Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.</i> 2006 , <i>11</i> , 403–427.	2138
(e)	Jacobson, M.Z. Review of solutions to global warming, air pollution, and energy security. <i>Energy Environ. Sci.</i> 2009 , <i>2</i> , 148–173.	1198
	Wissing, L.; Kölbl, A.; Schad, P.; Bräuer, T.; Cao, Z.H.; Kögel-Knabner, I. Organic carbon accumulation on soil mineral surfaces in paddy soils derived from tidal wetlands. <i>Geoderma</i> 2014 , <i>228</i> , 90–103.	554
	Smith, P. Carbon sequestration in croplands: the potential in Europe and the global context. <i>Eur. J. Agron.</i> 2004 , <i>20</i> , 229–236.	431
	Thevenot, M.; Dignac, M.F.; Rumpel, C. Fate of lignins in soils: A review. <i>Soil Biol. Biochem.</i> 2010 , <i>42</i> , 1200–1211.	398
	Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. <i>Plant Soil</i> 2002 , <i>241</i> , 155–176.	2803
(f)	Githinji, L. Effect of biochar application rate on soil physical and hydraulic properties of a sandy loam. <i>Arch. Agron. Soil Sci.</i> 2014 , <i>60</i> , 457–470.	1894
	Atkinson, C.J.; Fitzgerald, J.D.; Hipps, N.A. Potential mechanisms for achieving agricultural benefits from biochar application to temperate soils: A review. <i>Plant Soil</i> 2010 , <i>337</i> , 1–18.	1432
	Plante, A.F.; Conant, R.T.; Stewart, C.E.; Paustian, K.; Six, J. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. <i>Soil Sci. Soc. Am. J.</i> 2006 , <i>70</i> , 287–296.	1235
	Running, S.W.; Nemani, R.R.; Heinsch, F.A.; Zhao, M.; Reeves, M.; Hashimoto, H. A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. <i>Bioscience</i> 2004 , <i>54</i> , 547–560.	978

3. Literature Review

3.1. Framework

Soils represent an integral facet of the global carbon cycle, serving as the most sizable terrestrial carbon reservoir [18]. They harbor an estimated 1526 PgC of soil organic carbon (SOC) and approximately 940 PgC of soil inorganic carbon [19]. Moreover, a depth of one meter reveals that soil, accommodating 2500 PgC, and vegetation, hosting 620 PgC, jointly hold thrice the amount of carbon as compared to the atmospheric carbon levels, which stand at 880 PgC [19]. This amount of carbon held within soils and vegetation emphasizes the critical role that they play in modulating the global carbon cycle and maintaining the Earth's climatic balance [20]. A critical function of soil is its capacity to act as a carbon sink, storing carbon in the form of organic matter [21]. This organic matter derives from various sources, such as decaying plant and animal materials, microbes, and carbonates [22]. Over time, the organic matter undergoes biochemical transformations, leading to the formation of humus, a stable form of organic matter [23]. This capacity of soil to store carbon not only contributes to soil fertility and health but also significantly mitigates the atmospheric levels

of carbon dioxide, a potent greenhouse gas [20]. Meanwhile, soil inorganic carbon primarily consists of carbonates, a significant fraction of the global carbon pool [24]. The formation of soil inorganic carbon, a process known as soil carbonation, involves the reaction of carbon dioxide with basic metal oxides and hydroxides in the soil [25]. This process further contributes to the sequestration of atmospheric carbon dioxide into soils. However, it is important to note that soil carbonation is a slow process and depends on various factors, such as the availability of basic cations, soil moisture, and temperature [26].

In the grand scheme of the global carbon cycle, vegetation also plays an equally pivotal role [27]. Plants, through the process of photosynthesis, absorb carbon dioxide from the atmosphere and convert it into organic compounds, thereby acting as carbon sinks [28]. The death and decomposition of plant materials contribute to the SOC pool [29]. Certain plant species, such as those in mangrove and peatland ecosystems, are known to sequester large amounts of carbon [30]. The total carbon stored within soil and vegetation is vast, dwarfing the quantity present in the atmosphere [31]. This significant difference highlights the potential of soils and vegetation as tools for climate change mitigation, particularly in terms of reducing atmospheric carbon dioxide levels. Implementing land management strategies that enhance carbon sequestration in soils and vegetation, such as reforestation, afforestation, and the promotion of sustainable agricultural practices, can prove instrumental in combating climate change [32].

The reserves of carbon in soil and vegetation underscore their importance in the global carbon cycle (Figure 2). These terrestrial ecosystems serve not only as contributors to global biodiversity and ecosystem functioning, but also as carbon sinks that can help counterbalance the increasing atmospheric carbon dioxide levels, primarily due to anthropogenic activities [32]. Recognizing and harnessing the potential of soils for carbon sequestration can, therefore, be an important strategy for climate change mitigation [33].

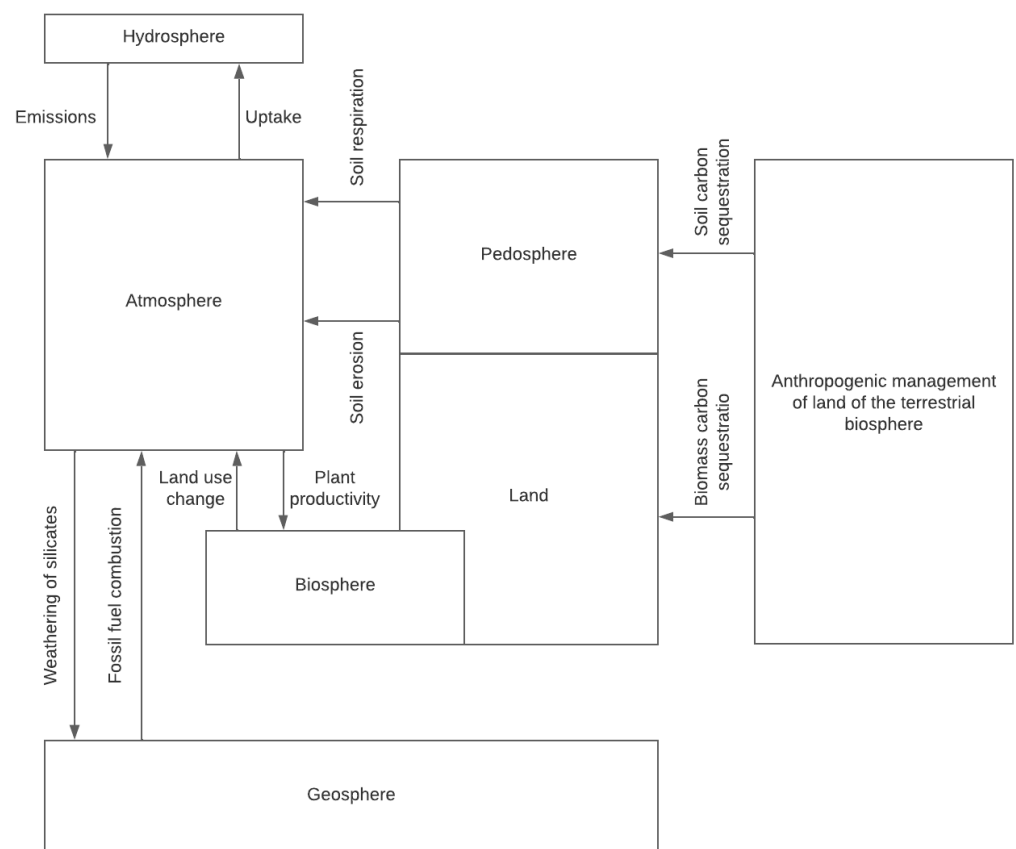


Figure 2. The role of soil and its management in moderating the global carbon cycle (adapted from [19]).

Different types of soils exhibit varying capacities for CO₂ sequestration, largely determined by their physical and chemical properties, as well as the influence of human activities and climate patterns [34]. Loamy soils, a balanced mix of sand, silt, and clay, hold a considerable potential for CO₂ sequestration [35]. Their capacity to store organic matter, owing to their well-structured nature that facilitates good aeration and moisture retention, is relatively high. Loamy soils tend to foster an environment conducive to biological activity, facilitating the decomposition of organic matter, which contributes significantly to carbon storage. Clay soils, due to their fine texture and high mineral content, can store vast amounts of CO₂ [36]. The high cation exchange capacity (CEC) of clay soils makes them effective in storing organic matter, thus promoting carbon sequestration. However, their poor aeration can hinder biological activity, which may limit the decomposition of organic matter, and by extension, the soil's capacity for CO₂ sequestration. Sandy soils typically have lower carbon sequestration potential compared to loamy and clay soils [37]. Their large particle size and low mineral content limit their ability to retain organic matter. The rapid drainage and lower water holding capacity of sandy soils can exacerbate these limitations. However, the incorporation of organic amendments can enhance their carbon storage capabilities. Peat soils, abundant in organic matter, are another vital player in the realm of carbon sequestration [38]. Under suitable conditions, they can act as significant carbon sinks, storing CO₂ for extended periods. However, their carbon sequestration potential can be compromised when they are drained or disturbed, leading to significant CO₂ emissions.

Soil management practices can considerably alter the CO₂ sequestration potential of each soil type [39]. Sustainable practices, such as organic farming, cover cropping, and minimal tillage, can enhance the ability of soils to sequester CO₂, while deleterious practices, such as overgrazing, excessive tillage, or land conversion, can diminish their carbon storage potential [40]. Climate is another determinant of CO₂ sequestration in soils. Warmer climates generally accelerate decomposition rates, reducing the soil's ability to store carbon, while cooler climates tend to slow down decomposition, potentially increasing carbon storage [41].

3.2. Soil Organic Carbon

Although atmospheric CO₂ can be dissolved in soil moisture, these amounts are relatively small, with photosynthesis being the main method of transferring carbon to the soil [42]. In this sense, the rate of carbon accumulation in an ecosystem is mainly due to the ecosystem's net primary productivity, which is equal to the difference between carbon input through photosynthesis and output through respiration [43–45]. The rate of carbon accumulation in an ecosystem diminishes over time owing to a gradual increase in respiration. Elevated concentrations of CO₂ stimulate the influx of carbon into ecosystems, leading to the sequestration of carbon and nitrogen in organic matter and enduring plant biomass [43].

The original levels of carbon in the soil are fundamentally determined by the balance between inputs of organic matter, mainly as plant residues, roots, and root exudates, and outputs (losses) of organic matter, caused by decomposition, respiration, erosion, acidification, leaching, nutrient depletion, changes in structure, and pollution/contamination [10,15,46–49], under the original conditions (i.e., productivity, moisture, and temperature regimes). However, since empirical evidence shows that carbon levels in intensively managed agricultural and pastoral ecosystems can exceed those recorded under original conditions [50], original levels do not necessarily represent an upper limit to carbon reserves. Despite the slow rates of SOC production compared to other fluxes in the carbon cycle, it is its relative stability against microbial decomposition that facilitates its accumulation [51]. However, the potential for carbon sequestration in soils may be much lower than expected, as the more carbon is stored in soils, the greater the decomposition due to biological activity [52]. Additionally, factors such as

soil degradation and increased CO₂ emissions from soil respiration can decrease SOC reserves [10,51].

SOC can also decrease dramatically due to some human-induced changes in land, such as the conversion of natural ecosystems to agricultural ones, as this increases the maximum soil temperature and reduces soil moisture storage in the root zone, especially in drained agricultural soils [7,10], affecting the structure and increasing the rate of soil degradation. In this regard, land-use history has a strong impact on SOC reserves [14,53].

Lal [10] points out the main functions of SOC reservoirs, such as being a source and sink of major plant nutrients (e.g., N, P, S, Zn, and Mo), a source of charge density, being responsible for ion exchange, water retention in low moisture potential sites leading to increased available water capacity, being a promoter of soil aggregation, high water infiltration capacity and low losses from surface runoff, substrate for soil biota energy leading to increased soil biodiversity, source of soil aggregate resistance leading to reduced susceptibility to erosion, ensuring high nutrient and water use efficiency due to reduced losses from drainage, evaporation, and volatilization, being a buffer against abrupt fluctuations in soil reaction (pH) due to the application of agricultural amendments, and being a regulator of soil temperature through its effect on soil color and albedo. In addition, [10] also mentions that there are external functions of SOC reservoirs that have economic and environmental importance, namely, reducing sediment load in surface watercourses, filtering pollutants from agricultural chemicals, reactors for biodegradation of contaminants, and protecting greenhouse gas emissions from soil to the atmosphere.

Strategies with multiple benefits for water quality, biomass productivity, and CO₂ emission reduction involve restoring degraded soils and ecosystems [15], maintaining and enhancing soil carbon reserves, optimizing productivity, reducing decomposition rates, and adopting effective agricultural systems for soil erosion conservation and management [5,8,10], such as selecting appropriate varieties or species with greater root mass [42], adopting sustainable agricultural practices, such as intercropping, cover cropping, and crop rotation [49], adopting appropriate uses of soil amendments [54], and using improved pastures or agroforestry by redistributing the soil horizon or eliminating burning [12]. Since proper agricultural management often has a number of other environmental and economic benefits in addition to its potential climate mitigation, strategies to increase soil carbon storage are attractive as part of integrated sustainability policies [13].

3.3. Indicators of Soil Organic Carbon

3.3.1. Climate

Climate conditions, namely annual average temperature and precipitation, influence the amount and vertical distribution of organic carbon in soil as well as its storage, both at global and (sub-) regional scales, affecting both the input of carbon into the soil and the decomposition of organic carbon in soil [48,54–59]. The concentration of organic carbon in soil varies in different regions, as low temperatures and waterlogging inhibit decomposition and mineralization, resulting in the accumulation of organic carbon [60]. Therefore, the concentration of organic carbon in soil is higher in cold and humid regions than in hot and dry regions [10,61]. Precipitation determines the plant primary productivity in many terrestrial environments, and therefore, the input of carbon into the soil [57]. Additionally, wet conditions favor the formation of mineral surfaces stabilizing organic carbon in soil by intensifying weathering of the parent rock [52,62], and often cause soil acidification, leading to reduced organic matter decomposition [59]. Changes in temperature and moisture levels affect microbial and biotic activity, leading to alterations in microbial decomposition of organic matter, as its complex molecular attributes are highly sensitive to temperature [5,44,54,63,64]. Although this relationship is subject to multiple constraints, numerous studies found that an increase in air temperature accelerates organic matter decomposition and tends to increase organic carbon losses [64–66], while lower temperatures limit organic matter decomposition, and consequently, increase organic carbon concentrations [67].

3.3.2. Topography

Topography is a frequently underestimated aspect of our environment that exerts significant influences on various ecological processes [54]. Its three main characteristics—geographic location, altitude, and slope—serve as defining parameters that influence vegetation growth and erosive processes, which in turn profoundly impact soil carbon storage [52,68]. Geographic location is a key determinant in the type and extent of vegetation that an area can support. Different regions are endowed with varying climatic conditions, which can influence the vegetation's composition and density [69]. For instance, lush tropical forests are a characteristic of regions near the equator, while sparse vegetation is the norm in arid areas near the tropics [70]. This vegetation cover, in turn, has an influence on soil carbon storage. Vegetation contributes organic matter to the soil, which, over time, becomes a significant part of the soil's carbon store. Altitude and slope, two other crucial topographical features, also play key roles in shaping vegetation patterns and controlling erosive processes [71]. Higher altitudes tend to have cooler temperatures, which can limit the growth of certain types of vegetation. Similarly, steeper slopes often experience more rapid runoff, leading to higher rates of soil erosion. This erosion not only physically removes soil, but preferentially targets light, low-density particles that are often rich in clay and carbon. Consequently, erosion can result in increased mineralization rates, leading to higher carbon emissions and lesser carbon storage capacity in the soil [72]. Topographical characteristics also control precipitation and water flow dynamics, which are crucial determinants of soil moisture content [73]. Soil moisture regulates not only plant productivity, but also microbial activity and organic carbon release [74]. When the soil's moisture content is either exceedingly high or low, it can limit substrate mobility and oxygen availability, thereby reducing microbial activity. As a result, these conditions favor the accumulation of organic carbon within the soil. It is worth noting the paradox of erosion's effect on carbon sequestration. Although erosion contributes to carbon loss at the site of disturbance, it can also lead to the burial and storage of carbon downstream, thus potentially offsetting emissions to some extent [75]. Topography's influence on vegetation and erosion, and by extension on soil carbon storage, underscores the need to integrate it into our understanding and management of carbon sequestration processes. The interplay between topography, vegetation, erosion, and soil moisture offers myriad pathways for carbon sequestration, each deserving further research to reveal their potential in mitigating the escalating threat of climate change [76].

3.3.3. Origin of the Material

The intricate relationship between parent material and its potential influence on soil attributes such as mineralogy, texture, and fertility is a topic of significant interest in the realm of soil science. Parent material is undeniably linked to the inherent properties of soil, which have a pivotal role in shaping plant productivity and the stabilization of organic matter [45,58,77]. Therefore, understanding this association is critical in our quest to foster sustainable agricultural practices and mitigate climate change. Parent material is responsible for defining the mineralogical composition of the soil [78]. Different minerals have varying abilities to adsorb and retain nutrients, which consequently affect the nutrient availability for plants. For instance, soils rich in clay minerals, often derived from basaltic parent materials, tend to have high nutrient retention capacities [79]. This directly influences the productivity of the ecosystem, with nutrient-rich soils generally fostering higher plant production levels. Parent material significantly contributes to the soil's texture—a critical determinant of water holding capacity, aeration, root penetration, and the soil's propensity to erosion [80]. Sandy soils, usually originating from granitic or sandstone parent materials, tend to drain quickly and hold less water, potentially limiting plant productivity [81]. Conversely, clayey soils, derived from parent materials such as shale or basalt, retain water effectively but may pose challenges to root penetration due to their compact nature [82]. The fertility of soil, an aggregate measure of its capacity to support plant growth, is greatly influenced by the parent material [83]. Fertility typically encompasses aspects such as the

soil's nutrient content, pH, and organic matter—parameters that are all intrinsically tied to the type of parent material [84]. As an example, limestone-derived soils often exhibit near-neutral pH values, which tend to favor nutrient availability and microbial activities, promoting overall soil fertility [85,86]. Despite these correlations, the connection between parent material and SOC storage is more complex and less direct. SOC storage is a key component in the global carbon cycle and is instrumental in carbon sequestration and mitigating greenhouse gas emissions [87]. Soil type, which is closely tied to parent material, is known to associate with SOC storage [88]. For instance, peat soils, usually developed from organic parent materials, can store considerable amounts of carbon. However, the extent of SOC storage is also influenced by factors such as climate, land use, vegetation type, and management practices, which can override the influence of the parent material. Despite a soil's inherent capacity to store carbon due to its parent material, poor land management or inappropriate use can lead to significant carbon losses [89].

3.3.4. Organisms

Natural Vegetation

The intricacy of SOC stocks and their dynamics is an increasingly recognized aspect of environmental studies. Encompassing a multitude of variables, these stocks are found to be heavily influenced by factors such as vegetation, land use, and climatic conditions, particularly on a sub-regional scale where the climate is more uniform [14]. Unveiling the critical relationship between these elements and SOC stocks allows us to better understand their role in carbon sequestration and climate change mitigation. Across the globe, in various climate zones, it is notable that SOC stocks display distinct characteristics. These are found at diverse depths and among different plant functional types, such as shrubs, grasslands, or forests, among others [58,64,68]. This diversity is attributed to the differing carbon allocation patterns that these types of vegetation present. For instance, the more profound the soil profile, the more likely it is that the stored SOC is older [90]. This observation aligns with findings from multiple studies revealing higher carbon stocks situated nearer the soil surface, which then decrease with depth [16,68,91,92]. The type of tree species present also significantly influences ecosystem carbon storage. Shallow-rooted conifer species, for example, tend to accumulate less organic matter in forest soil compared to deciduous trees, but they also have a lower rate of litter transformation [48]. This highlights the different contributions each species can make to the carbon cycle, affecting both the accumulation and decomposition of organic matter. In further delving into the effect of vegetation on SOC stocks, it becomes apparent that it not only affects carbon input, but also impacts decomposition rates [57]. As an intricate network of life, the rhizosphere hosts an abundance of micro and macro-organisms. This biodiversity creates a dynamic environment where organic matter is both contributed to and broken down, directly impacting the levels of SOC. The rhizosphere's vitality, therefore, cements its importance as a significant factor in SOC sequestration [54].

Land Use and Management

The rapid changes in land use across the globe play a crucial role in alterations to SOC levels, thus becoming a significant determinant of SOC storage potential [60]. As land-use patterns shift, there are consequential fluctuations in the concentrations of organic carbon stored within soil strata, with significant implications for the environment and agricultural productivity. A major factor contributing to the depletion of SOC (SOC) stocks is the intensification of soil cultivation. Numerous studies pointed out that cultivated soils often experience losses in SOC for a variety of reasons, with key factors being erosion, reduced carbon inputs into the soil, and breakdown of organic matter stabilization. Erosion, driven by the aggressive tilling and plowing practices common in intensive farming, results in the loss of topsoil rich in organic carbon. This phenomenon accelerates the depletion of SOC stocks, disrupts the carbon cycle, and negatively impacts soil fertility. Additionally, reduced carbon inputs in croplands, primarily due to a decrease in the return of crop residues and

organic manure, can also lead to a decline in SOC levels. When carbon inputs are low, the rate at which organic carbon is replaced in the soil fails to compensate for the carbon losses through erosion, respiration, and leaching. Another contributing factor is the breakdown of organic matter stabilization. As tillage operations disaggregate soil particles, the physical protection of organic matter decreases, making it more susceptible to decomposition. This destabilization process is further exacerbated by increased temperatures and soil aeration often seen in cultivated lands [93,94]. These conditions promote mineralization, a biochemical process that converts organic carbon into inorganic forms, thereby leading to a net loss of SOC from the soil profile. However, it is important to note that not all changes in land use result in the diminution of SOC. Land-use extensification, namely the transformation of croplands into grasslands or forests, often leads to an increase in SOC levels [14,54,93,95]. This transition facilitates greater accumulation and stabilization of organic carbon in the soil. Grasslands and forests typically contribute more substantial organic matter, which is attributed to their high biomass production and slower decomposition rates of organic material. These ecosystems also provide protection against erosion and enhance soil structure stability, thus further promoting SOC storage. Consequently, through these mechanisms, the intensification of land use can significantly contribute to the enrichment of SOC in the soil and augment its storage potential.

Soil Biota

Soil microorganisms, particularly heterotrophs, play an integral role in the cycling and transformation of organic matter within the soil ecosystem. This function is critical for the preservation of soil health and fertility, as it contributes to the nutrient cycling processes that ensure the viability of plant and animal life. Heterotrophic soil microorganisms, including bacteria, fungi, and protozoa, engage in the decomposition of organic matter to fulfill their nutritional and energy needs. They actively metabolize organic substrates, producing by-products that are integral to the formation of soil organic matter. Specifically, microbial residues and exudates, which can make up to 80% of the carbon in the stable parts of soil organic matter, significantly contribute to this process. This aspect highlights the dual functionality of soil microbial biomass in the turnover of organic matter. The microbial role delicately balances two crucial processes: the mineralization and stabilization of organic matter [57]. During mineralization, microbes transform organic matter into inorganic nutrients, a process that releases nutrients such as nitrogen and phosphorus into the soil. Concurrently, the stabilization of organic matter involves the transformation of decomposed organic materials into humus, a stable, long-lasting form of organic matter that serves as a reservoir for nutrients and water. Soil microorganisms do not exist in isolation but form a complex network of interactions with other soil components, including the soil fauna. These interactions can significantly influence various soil properties and processes, such as aeration, porosity, infiltration, and aggregate stability. They also contribute to the stabilization of nitrogen and carbon, carbon turnover, reduction in carbonate, nitrogen mineralization, nutrient availability, and metal mobility. The influence of these microbial processes extends beyond nutrient cycling. By improving soil structure and fertility, they enhance the soil's capacity to sequester carbon, thereby mitigating the effects of greenhouse gas emissions. Moreover, these microbial activities are essential to maintaining soil biodiversity, a crucial aspect of ecosystem resilience. In this complex and intricate ecosystem, organic matter can follow two paths. It can be assimilated into the soil profile, becoming readily available to soil microorganisms for decomposition. Alternatively, it can be protected from mineralization by forming associations with soil particles to create humic-clay complexes [44,57]. These complexes are a major component of stable soil organic matter, contributing to soil fertility and carbon storage capacity.

3.3.5. Soil Properties

Soil Types

The process of carbon stabilization diverges from that of accumulation. Factors such as excessive soil moisture or lower temperatures, which restrict soil respiration, predominantly drive accumulation. To enhance the reserves of stable soil carbon, pinpointing locations with soil characteristics favorable for carbon sequestration is imperative [48]. There is a consensus regarding the relationship between soil type and SOC storage at multiple scales and under different climatic conditions. During pedogenesis, weathering chemical reactions leads to changes in soil mineralogy composition that strongly influence mineral surface area reactivity and carbon storage [96–98], and the resulting characteristics are categorically described by soil types. In contrast to climate, vegetation, and parent material, which can serve as indicators for SOC storage at larger scales, carbon stocks can be stratified according to soil type even at smaller scales (local to sub-regional) [57]. Many studies reveal a predominant influence of soil type on SOC reservoirs, both at the surface and in the subsoil [52,68,91,92,99]. However, soil type is not an independent controlling factor, but integrates a set of factors such as climate, parent material, and topography related to properties that directly affect soil potential for carbon storage, particularly soil moisture regime and texture. If soil property information such as texture and moisture is not available, soil type can be an adequate indicator for SOC storage, integrating a wide range of decisive factors [57].

Soil Aggregation

Regarding aggregation agents, particularly the carbon source, whether organic or inorganic, significantly influences their composition and the concentration of soil aggregates. This, in turn, affects the efficiency of the soil's cation exchange capacity and the aggregation of its particles. The composition of SOC mirrors the rate of cation decomposition and release, and also reflects the capability of the soil's cation complexes. It is directly associated with soil heterogeneity and the enhancement of soil aggregation. Conversely, inorganic carbon in the soil consists of primary and secondary minerals. Primary, or lithogenic, carbonates originate from the parent rock, while secondary carbonates form from primary ones when they dissolve and are transported by water (H₂O), along with organic acids and/or CO₂, from the soil and the atmosphere [54]. Pertaining to the makeup of SOC, it is important to recognize that its chemical properties govern its ability to hold and complex various substances and shape the decomposition rates that directly impact soil aggregation [100]. Processes that affect soil aggregation also affect carbon sequestration capacity [48]. For example, cultivation causes a release of carbon by breaking down aggregated structures, thus increasing the availability of carbon [50].

Clay Content

Clay minerals influence properties that affect aggregation, such as specific surface area (SSA), charge density, dispersibility, and expansibility, which in turn affect rates of SOC decomposition [100,101]. The interaction of clay, SOC, and aggregates is affected by soil pH, cation exchange capacity, and ions (Na⁺, Ca²⁺, and Mg²⁺), all of which are related to the amount and type of clay present in the soil [77,98,101]. Among the main mechanisms of organic matter stabilization, the interaction of organic matter with mineral surfaces is considered quantitatively more important in a wide range of soils [44,54], indicated by a strong correlation of SOC stocks with clay contents observed in numerous studies at different spatial scales [77,101–103]. Fine-textured soils have higher SOC concentrations than coarse-textured soils when other characteristics are similar [101]. In this sense, soil texture is likely one of the most promising factors to be used as an indicator of SOC storage.

Specific Surface Area

Soil plays an indispensable role in our planetary ecosystem, as one of its often-overlooked aspects is its ability to sequester organic carbon. This process is crucial to

the global carbon cycle, and by extension, climate change mitigation. The relationship between soil properties, particularly the SSA, and the capacity to retain organic carbon is an intriguing area requiring detailed study. SSA, the total exterior and interior surface area of soil particles per unit mass or volume, is critical to the soil's ability to adsorb humic substances. Soils with high SSA are typically composed of fine particles such as clay and silt, providing extensive surfaces for organic matter adherence, thereby effectively capturing and storing organic carbon. Consequently, it is reasonable to conclude that soils with a high SSA, due to their superior adsorptive properties, will secure more humic substances compared to those with lower SSAs [77]. Consequently, the soil's capacity to retain organic carbon is likely limited by the available surface area for adsorption. Put simply, the greater the surface area available, the larger the soil's ability to sequester carbon. This has profound implications not only for understanding the mechanisms governing soil carbon storage, but also for guiding land use practices and soil management techniques aimed at enhancing carbon sequestration. However, while a high SSA is beneficial for carbon storage, it is not the sole factor influencing the soil's ability to retain organic carbon. Soil texture, structure, mineral composition, as well as climatic and biological factors, also play roles in carbon storage. A comprehensive understanding of these varied elements is therefore critical for advancing our knowledge of soil carbon dynamics. The impact of human activities on these natural carbon sinks is substantial. Deforestation, intensive agriculture, and land misuse are just a few examples of actions that can degrade soils, decrease their SSA, and thereby reduce their capacity to sequester carbon [57]. Conversely, sustainable land management practices, such as cover cropping, conservation tillage, and reforestation, can help increase soil SSA and enhance its carbon storage potential.

3.4. Organic Matter

The soil organic matter is the key component for any terrestrial ecosystem, and any variation in its concentration and composition has important effects on many of the processes occurring within the system [104]. Plants primarily fix atmospheric CO₂ to form organic compounds through photosynthesis. The degradation of soil organic matter returns carbon to the atmosphere in the form of CO₂ or CH₄, resulting from the metabolism of aerobic and anaerobic microorganisms. The stability of soil organic matter is not only influenced by the physical and chemical environment (mainly soil moisture, temperature, pH, and aeration), but also by the chemical composition of soil organic matter itself and its susceptibility to decomposition, as well as its accessibility to microbial attack and exoenzymes [105]. More than two-thirds of the stored organic carbon in terrestrial ecosystems are contained in soil organic matter [44,46,49,90], and therefore, can have a significant influence on the global carbon balance [55]. Soil organic matter has important chemical, physical, and biological functions in the soil [101], and is composed of a mixture of materials that includes organic particles and charcoal, along with live microbial biomass and fine plant roots [90,106], existing in a state of dynamic equilibrium between inputs and outputs of carbon [107]. The soil organic matter content depends on the balance of rates of input and decomposition of soil organic matter [56], with decomposition being directly influenced by the soil's physical and chemical properties, as well as climatic and management factors [65]. The amount, quality, and timing of organic matter input into the soil significantly vary, and are largely contingent on the type of soil. For instance, sandy soils may contain less than 5% organic matter, while in contrast, wetland soils can contain nearly 100% organic matter [15]. These previously referred interactions can be complex and vary over time [90]. During soil organic matter decomposition, these variations may influence analytical processes, making studies on soil organic matter composition and its implications for the global biogeochemical carbon cycle very challenging [7]. Soil organic matter plays a fundamental role in influencing many of the soil characteristics and processes that are important for its functioning [53], namely, in building and maintaining soil fertility, affecting the physical, chemical, and biological properties of the soil [106]. The increase in soil organic matter in the soil leads to increased water availability [51]. The natural renewal

of soil organic matter depends on the chemical quality of carbon compounds, climatic and topographic conditions, organisms, and soil properties (such as clay, moisture, pH, and nutrients) [48,101].

3.5. Methods for Assessing CO₂ Sequestration in Soil

The assessment of CO₂ sequestration in soil is fundamental to our understanding of the planet's carbon cycle and the potential strategies to mitigate climate change. Various methods were developed to assess this important phenomenon, each with its unique prospects and inherent challenges. Two primary methods for assessing soil CO₂ sequestration include direct measurement and modelling [108,109]. Direct measurement techniques involve soil sampling and laboratory analysis, while modelling uses mathematical equations to predict carbon levels based on various parameters [110,111].

Direct measurement offers the most tangible evidence of CO₂ sequestration in soil. This method often involves sampling soil from different depths, then quantifying the carbon content in a laboratory setting. The standard approach, known as dry combustion, involves oxidizing the soil in a furnace and measuring the CO₂ produced [112–114]. While this method provides accurate results, it is labor-intensive, costly, and does not provide continuous data, instead presenting a snapshot of a dynamic process. Spatial variability is a significant challenge, as samples taken from two different parts of the same field may yield different results [115]. An alternative to direct measurement is the use of stable isotopes, particularly carbon-13 [116]. These techniques can provide more detailed information about the sources and turnover rates of SOC. However, isotopic methods can be complex and require specialized equipment and expertise.

The advent of new technologies, such as remote sensing and spectroscopic techniques, offer promising opportunities for assessing CO₂ sequestration in soil [117]. These methods provide the ability to continuously monitor large areas with high resolution, presenting a big leap from the traditional soil sampling techniques. However, they also come with their own challenges. The interpretation of remote sensing data can be complex, requiring advanced computational models [118]. These methods can be expensive, and data can be influenced by factors such as soil moisture and surface roughness. Modelling methods, on the other hand, use mathematical equations to estimate soil CO₂ sequestration based on parameters such as soil type, climate, and land use. Models can provide continuous data and predict future trends, but they also have limitations. The accuracy of the models is highly dependent on the quality of the input data, and models may not capture the full complexity of soil processes [119]. The models need to be validated with direct measurements, and this fact again brings the issue of sample representativeness.

4. Carbon Sequestration and Climate Change

Climate change caused by greenhouse gas emissions is the greatest threat to humankind and is altering life on Earth [120]. Approximately 8.7 Gt of carbon is emitted into the atmosphere every year globally by anthropogenic sources [15,90]. However, the atmospheric increase is around 3.8 Gt of carbon per year, highlighting the important regulatory capacity of carbon reservoirs [90]. Within this scope, the scientific literature extensively debates the capacity of SOC to act as a sink for atmospheric CO₂. This is given the increasing apprehension about the potential impacts of climate change on soil processes. This concern is coupled with an aspiration to devise strategies that enhance carbon sequestration, encourage empirical research, and formulate theoretical models [10,14,15,95,121]. In this sense, soils have enormous potential to mitigate climate changes through the sequestration of SOC [122], with soil carbon reserves at depths greater than 1 m (~1600 Gt) estimated to be twice that of atmospheric carbon (~800 Gt) [19,104,123].

At the ecosystem level, soil influences vegetation through water availability, biogeochemical cycles, and soil temperature regimes [124]. Changes in soil moisture and temperature regimes can affect species in the ecosystem, and these changes affect SOC reserves and physical properties, which are caused by changes in biomass [10]. Rising

soil temperatures are likely to accelerate mineralization rates, which could deplete SOC reserves. This decrease in SOC can negatively affect soil structure, potentially increasing its erodibility and susceptibility to issues such as crust formation, compaction, surface runoff, and erosion [10].

Small increases in SOC, which involve the removal of atmospheric CO₂ by plants and the storage of fixed carbon as soil organic matter [10], could minimize the annual increase in CO₂ in the atmosphere and mitigate the greenhouse effect and climate changes [125,126]. Moreover, maintaining and increasing SOC reserves is not only essential for reducing GHGs emissions, but also for ensuring soil health, fertility, and agricultural production [125]. However, climate change factors such as temperature, precipitation, atmospheric CO₂ levels, and drought periods strongly influence all biotic and abiotic processes involved in soil carbon transformations, which can destabilize SOC reserves [10,19,122].

Assuming that we can boost the soil's carbon sequestration ability through sustainable soil and crop management, soil carbon reserves become a viable strategy to both adapt to and mitigate climate change [19]. This can be achieved by increasing the SOC content, enhancing the depth distribution of SOC, and stabilizing SOC. The latter can be achieved by encapsulating the carbon in stable clay-humic complexes to shield it from microbial processes, or by converting it into recalcitrant carbon with a lengthy renewal period [10]. The resulting improvement in soil quality and functionality in agroecosystems can contribute to the United Nations' Agenda 2030 and several interrelated sustainable development goals [127]. In this context, managing agroecosystems and land-use changes are an important strategy for terrestrial organic carbon sequestration [95].

Soil carbon sequestration can be achieved by enhancing the net transfer of carbon from the atmosphere to the terrestrial biosphere. This can be achieved by increasing global carbon contributions to soils through heightened levels of primary productivity, retaining a larger percentage of carbon at these productivity levels, or reducing soil carbon losses by slowing the decomposition process [128]. Soil carbon sequestration strategies depend on the development of new technologies and soil quality improvement, which also have positive effects on soil physical properties and therefore improve soil resilience to climate stress, contributing to adaptation to climate changes and ecosystem services [16,129]. However, there are limitations to soil's capacity to sequester carbon; specifically, the ability to accumulate organic carbon is finite, so when carbon reaches its equilibrium value, soil no longer can increase the amount of carbon [129]. Increases in SOC are not permanent, and the benefits related to climate change hinge on the indefinite continuation of newly implemented sustainable management practices [130]. To provide long-term climate changes mitigation, the additional SOC must be in recalcitrant forms [129]. The largest amounts of SOC sequestration are achieved through the conversion of productive agricultural lands back to their original state (pastures or forests) [128], but this change in land-use conflicts with food needs and is also challenging due to soil variability and slow conversion rates [129]. The growing impacts of climate change highlight the pressing need for efficient mitigation strategies. Regions marked by their distinct biodiversity and weather patterns are becoming increasingly susceptible to the effects of climate change, such as heatwaves and droughts. Soil, which serves as an important repository for carbon, plays a vital role in climate change mitigation in these areas. By implementing practices that increase SOC, soil can concurrently strengthen these regions' resilience and decrease greenhouse gas emissions.

5. Conclusions

The role of soil as a pivotal agent in mitigating climate change cannot be emphasized enough. Representing the largest terrestrial carbon reservoir, SOC is a significant factor. Enhancing soil carbon reserves could have multifaceted benefits, including the reduction in greenhouse gas emissions, improvement in soil health and fertility, and the betterment of agricultural production. To increase SOC content, strategies such as the incorporation of organic matter, crop rotation, and the use of cover crops could be employed. However,

it is important to note that the soil's capacity to sequester carbon is not infinite, and the benefits of mitigating climate change depend on the consistent application of sustainable management practices. The potential impacts of climate changes on soil processes, coupled with the need for innovative technologies and improvements in soil quality, are critical elements in achieving effective soil carbon sequestration. Changes in land use, along with the application of sustainable management practices, form the cornerstone strategies for terrestrial organic carbon sequestration. Consequently, the commitment to developing novel and differentiated approaches, strengthening collaborations, and pioneering new technologies should be unwavering in our pursuit to augment carbon reserves in the soil. This is essential to fulfill the United Nations' Agenda 2030 and several interconnected sustainable development goals.

Author Contributions: Conceptualization, C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; methodology, L.M.B. and L.J.R.N.; software, C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; validation, L.M.B. and L.J.R.N.; formal analysis, C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; investigation, C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; resources, C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; data curation C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; writing—original draft preparation, C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; writing—review and editing, L.M.B. and L.J.R.N.; visualization, C.I.D.R., L.M.B. and L.J.R.N.; supervision, L.M.B. and L.J.R.N.; project administration, L.J.R.N. All authors have read and agreed to the published version of the manuscript.

Funding: L.J.R.N. was supported by proMetheus, Research Unit on Energy, Materials and Environment for Sustainability—UIDP/05975/2020, funded by national funds through FCT—Fundação para a Ciência e Tecnologia.

Institutional Review Board Statement: Not applicable.

Informed Consent Statement: Not applicable.

Data Availability Statement: Data will be made available upon request to correspondent author.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

- Lehmann, J.; Gaunt, J.; Rondon, M. Bio-Char Sequestration in Terrestrial Ecosystems—A Review. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Chang.* **2006**, *11*, 403–427. [CrossRef]
- European Environment Agency. *Trends and Projections in Europe 2022*; European Environment Agency: Luxembourg, 2022.
- European Environment Agency. What Are the Sources of Greenhouse Gas Emissions in the EU? Available online: <https://www.eea.europa.eu/signals/signals-2022/infographics/what-are-the-sources-of/view> (accessed on 22 June 2023).
- Agência Portuguesa do Ambiente Emissão de Gases de Efeito Estufa (Protocolo de Quioto, 2a Fase-Kt CO₂eq) Por Setor de Emissão; Anual. Available online: https://www.ine.pt/xportal/xmain?xpid=INE&xpgid=ine_indicadores&indOcorrCod=0009961&xlang=pt&contexto=bd&selTab=tab2 (accessed on 22 June 2023).
- IPCC. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Matthews, J.B.R., Berger, S., et al., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK; New York, NY, USA, 2021.
- IPCC. *Land Use, Land-Use Change, and Forestry: Special Report*; Watson, R.T., Noble, I., Bolin, B., Ravindranath, N.H., Leary, N., Canziani, O., Manning, M., Griggs, D., Joos, F., Stone, J., et al., Eds.; Cambridge University Press: Cambridge, UK, 2000.
- Solomon, D.; Lehmann, J.; Kinyangi, J.; Amelung, W.; Lobe, I.; Pell, A.; Riha, S.; Ngoze, S.; Verchot, L.; Mbugua, D.; et al. Long-Term Impacts of Anthropogenic Perturbations on Dynamics and Speciation of Organic Carbon in Tropical Forest and Subtropical Grassland Ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* **2007**, *13*, 511–530. [CrossRef]
- Eurostat. *Eurostat Regional Yearbook*; Kotzeva, M., Brandmüller, T., Fohgrub, B., Önerfors, Å., Eds.; Publications Office of the European Union: Luxembourg, 2021.
- Glaser, B.; Lehmann, J.; Zech, W. Ameliorating Physical and Chemical Properties of Highly Weathered Soils in the Tropics with Charcoal—A Review. *Biol. Fertil. Soils* **2002**, *35*, 219–230. [CrossRef]
- Lal, R. Soil Carbon Sequestration to Mitigate Climate Change. *Geoderma* **2004**, *123*, 1–22. [CrossRef]
- Vysna, V.; Maes, J.; Petersen, J.-E.; la Notte, A.; Vallecillo, S.; Aizpurua, N.; Ivits, E.; Teller, A. *Accounting for Ecosystems and Their Services in the European Union*; European Environment Agency: Luxembourg, 2021.
- Batjes, N.H. Mitigation of Atmospheric CO₂ Concentrations by Increased Carbon Sequestration in the Soil. *Biol. Fertil. Soils* **1998**, *27*, 230–235. [CrossRef]
- Smith, P. Carbon Sequestration in Croplands: The Potential in Europe and the Global Context. *Eur. J. Agron.* **2004**, *20*, 229–236. [CrossRef]

14. Guo, L.B.; Gifford, R.M. Soil Carbon Stocks and Land Use Change: A Meta Analysis. *Glob. Chang. Biol.* **2002**, *8*, 345–360. [[CrossRef](#)]
15. Lal, R. Carbon Sequestration. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **2008**, *363*, 815–830. [[CrossRef](#)]
16. Lal, R.; Follett, R.F.; Stewart, B.A.; Kimble, J.M. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Sci.* **2007**, *172*, 943–956.
17. Aria, M.; Cuccurullo, C. Bibliometrix: An R-Tool for Comprehensive Science Mapping Analysis. *J. Informetr.* **2017**, *11*, 959–975. [[CrossRef](#)]
18. Dorrepaal, E.; Toet, S.; van Logtestijn, R.S.P.; Swart, E.; van de Weg, M.J.; Callaghan, T.V.; Aerts, R. Undefined Carbon Respiration from Subsurface Peat Accelerated by Climate Warming in the Subarctic. *Nature* **2009**, *460*, 616–619. [[CrossRef](#)]
19. Lal, R.; Monger, C.; Nave, L.; Smith, P. The Role of Soil in Regulation of Climate. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **2021**, *376*, 20210084. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
20. Elbasiouny, H.; El-Ramady, H.; Elbehiry, F.; Rajput, V.D.; Minkina, T.; Mandzhieva, S. Plant Nutrition under Climate Change and Soil Carbon Sequestration. *Sustainability* **2022**, *14*, 914. [[CrossRef](#)]
21. Fageria, N.K. Role of Soil Organic Matter in Maintaining Sustainability of Cropping Systems. *Commun. Soil Sci. Plant. Anal.* **2012**, *43*, 2063–2113. [[CrossRef](#)]
22. Berner, R.; American, A.L.-S. Modeling the Geochemical Carbon Cycle. *Sci. Am.* **1989**, *260*, 74–81. [[CrossRef](#)]
23. Kwiatkowska-Malina, J. Qualitative and quantitative soil organic matter estimation for sustainable soil management. *J. Soils Sediments* **2018**, *18*, 2801–2812. [[CrossRef](#)]
24. Alongi, D.M.; Murdiyarsa, D.; Fourqurean, J.W.; Kauffman, J.B.; Hutahaeen, A.; Crooks, S.; Lovelock, C.E.; Howard, J.; Herr, D.; Fortes, M.; et al. Indonesia’s Blue Carbon: A Globally Significant and Vulnerable Sink for Seagrass and Mangrove Carbon. *Wetl. Ecol. Manag.* **2016**, *24*, 3–13. [[CrossRef](#)]
25. Manning, D.; Renforth, P.; Lopez-Capel, E.; Robertson, S.; Ghazireh, N. Carbonate Precipitation in Artificial Soils Produced from Basaltic Quarry Fines and Composts: An Opportunity for Passive Carbon Sequestration. *Int. J. Greenh. Gas Control* **2013**, *17*, 209–317. [[CrossRef](#)]
26. Barman, D.; Dash, S.K. Stabilization of Expansive Soils Using Chemical Additives: A Review. *J. Rock Mech. Geotech. Eng.* **2022**, *14*, 1319–1342. [[CrossRef](#)]
27. Sitch, S.; Smith, B.; Prentice, I.C.; Arneeth, A.; Bondeau, A.; Cramer, W.; Kaplan, J.O.; Levis, S.; Lucht, W.; Sykes, M.T.; et al. Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ dynamic global vegetation model. *Glob. Chang. Biol.* **2003**, *9*, 161–185. [[CrossRef](#)]
28. Toohey, E.C. Carbon sequestration: How much can forestry sequester CO₂? *For. Res. Eng. Int. J.* **2018**, *2*, 1. [[CrossRef](#)]
29. Condron, L.; Stark, C.; O’callaghan, M.; Clinton, P.; Huang, Z. *The Role of Microbial Communities in the Formation and Decomposition of Soil Organic Matter*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2010; pp. 81–118. [[CrossRef](#)]
30. Palit, K.; Rath, S.; Chatterjee, S.; Das, S. Microbial Diversity and Ecological Interactions of Microorganisms in the Mangrove Ecosystem: Threats, Vulnerability, and Adaptations. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **2022**, *29*, 32467–32512. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
31. Malhi, Y.; Meir, P.; Brown, S. Forests, carbon and global climate. *Philos. Trans. R. Soc. A Math. Phys. Eng. Sci.* **2002**, *360*, 1567–1591. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
32. Sanz-Sanchez, M.-J.; de Vente, J.; Chotte, J.C.; Bernoux, M. Sustainable Land Management Contribution to Successful Land-Based Climate Change Adaptation and Mitigation: A Report of the Science-Policy Interface. 2017. Available online: https://www.google.com/url?sa=t&rct=j&q=&esrc=s&source=web&cd=&ved=2ahUKEwig2I204er_AhW_aqQEhVUTCHwQFnoECBIQAQ&url=https%3A%2F%2Fwww.unccd.int%2Fsites%2Fdefault%2Ffiles%2Fdocuments%2F2017-09%2FUNCCD_Report_SLM.pdf&usg=AOvVaw3R5ofk2VUmyBHRPEykCzC_&opi=89978449 (accessed on 22 June 2023).
33. Lal, R.; Negassa, W.; Lorenz, K. Carbon Sequestration in Soil. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2015**, *15*, 79–86. [[CrossRef](#)]
34. Jeffery, S.; Abalos, D.; Prodana, M.; Bastos, A.C.; Van Groenigen, J.W.; Hungate, B.A.; Verheijen, F. Biochar boosts tropical but not temperate crop yields. *Environ. Res. Lett.* **2017**, *12*, 053001. [[CrossRef](#)]
35. Six, J.; Frey, S.D.; Thiet, R.K.; Batten, K.M. Bacterial and Fungal Contributions to Carbon Sequestration in Agroecosystems. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2006**, *70*, 555–569. [[CrossRef](#)]
36. Schimel, D.S.; Braswell, B.H.; Holland, E.A.; McKeown, R.; Ojima, D.S.; Painter, T.H.; Parton, W.J.; Townsend, A.R. Climatic, Edaphic, and Biotic Controls over Storage and Turnover of Carbon in Soils. *Glob. Biogeochem. Cycles* **1994**, *8*, 279–293. [[CrossRef](#)]
37. Bai, X.; Huang, Y.; Ren, W.; Coyne, M.; Jacinthe, P.A.; Tao, B.; Hui, D.; Yang, J.; Matocha, C. Responses of Soil Carbon Sequestration to Climate-Smart Agriculture Practices: A Meta-Analysis. *Glob. Chang. Biol.* **2019**, *25*, 2591–2606. [[CrossRef](#)]
38. Nolan, M.; Stanton, K.; Evans, K.; Pym, L.; Kaufman, B.; Duley, E. From the Ground up: Prioritizing Soil at the Forefront of Ecological Restoration. *Restor. Ecol.* **2021**, *29*, e13453. [[CrossRef](#)]
39. Smith, K.A.; Conen, F. Impacts of Land Management on Fluxes of Trace Greenhouse Gases. *Soil Use Manag.* **2006**, *20*, 255–263. [[CrossRef](#)]
40. Zerssa, G.; Feyssa, D.; Kim, D.-G.; Eichler-Löbermann, B. Challenges of Smallholder Farming in Ethiopia and Opportunities by Adopting Climate-Smart Agriculture. *Agriculture* **2021**, *11*, 192. [[CrossRef](#)]
41. Kimble, J.; Follett, R.; Cole, C. *The Potential of US Cropland to Sequester Carbon and Mitigate the Greenhouse Effect*; CRC Press: Boca Raton, FL, USA, 1998.

42. Kell, D.B. Breeding Crop Plants with Deep Roots: Their Role in Sustainable Carbon, Nutrient and Water Sequestration. *Ann. Bot.* **2011**, *108*, 407–418. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
43. Luo, Y.; Su, B.; Currie, W.S.; Dukes, J.S.; Finzi, A.; Hartwig, U.; Hungate, B.; McMurtrie, R.E.; Oren, R.; Parton, W.J.; et al. Progressive Nitrogen Limitation of Ecosystem Responses to Rising Atmospheric Carbon Dioxide. *Bioscience* **2004**, *54*, 731–739. [[CrossRef](#)]
44. von Lützow, M.; Kögel-Knabner, I. Temperature Sensitivity of Soil Organic Matter Decomposition—What Do We Know? *Biol. Fertil. Soils* **2009**, *46*, 1–15. [[CrossRef](#)]
45. Herold, N.; Schöning, I.; Michalzik, B.; Trumbore, S.; Schrumppf, M. Controls on Soil Carbon Storage and Turnover in German Landscapes. *Biogeochemistry* **2014**, *119*, 435–451. [[CrossRef](#)]
46. Plante, A.F.; Conant, R.T.; Stewart, C.E.; Paustian, K.; Six, J. Impact of soil texture on the distribution of soil organic matter in physical and chemical fractions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2006**, *70*, 287–296. [[CrossRef](#)]
47. Fuss, S.; Lamb, W.F.; Callaghan, M.W.; Hilaire, J.; Creutzig, F.; Amann, T.; Beringer, T.; de Oliveira Garcia, W.; Hartmann, J.; Khanna, T.; et al. Negative Emissions—Part 2: Costs, Potentials and Side Effects. *Environ. Res. Lett.* **2018**, *13*, 063002. [[CrossRef](#)]
48. Jandl, R.; Lindner, M.; Vesterdal, L.; Bauwens, B.; Baritz, R.; Hagedorn, F.; Johnson, D.W.; Minkinen, K.; Byrne, K.A. How Strongly Can Forest Management Influence Soil Carbon Sequestration? *Geoderma* **2007**, *137*, 253–268. [[CrossRef](#)]
49. Poelau, C.; Don, A. Carbon Sequestration in Agricultural Soils via Cultivation of Cover Crops—A Meta-Analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2015**, *200*, 33–41. [[CrossRef](#)]
50. Six, J.; Conant, R.T.; Paul, E.A.; Paustian, K. Stabilization Mechanisms of Soil Organic Matter: Implications for C-Saturation of Soils. *Plant. Soil* **2002**, *241*, 155–176. [[CrossRef](#)]
51. Atkinson, C.J.; Fitzgerald, J.D.; Hipps, N.A. Potential Mechanisms for Achieving Agricultural Benefits from Biochar Application to Temperate Soils: A Review. *Plant. Soil* **2010**, *337*, 1–18. [[CrossRef](#)]
52. Chaplot, V.; Bouahom, B.; Valentin, C. Soil Organic Carbon Stocks in Laos: Spatial Variations and Controlling Factors. *Glob. Chang. Biol.* **2010**, *16*, 1380–1393. [[CrossRef](#)]
53. Pulleman, M.M.; Bouma, J.; van Essen, E.A.; Meijles, E.W. Soil Organic Matter Content as a Function of Different Land Use History. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2000**, *64*, 689–693. [[CrossRef](#)]
54. Bronick, C.J.; Lal, R. Soil Structure and Management: A Review. *Geoderma* **2005**, *124*, 3–22. [[CrossRef](#)]
55. Glaser, B.; Amelung, W. Pyrogenic Carbon in Native Grassland Soils along a Climosequence in North America. *Glob. Biogeochem. Cycles* **2003**, *17*, 33. [[CrossRef](#)]
56. Tiessen, H.; Sampaio, E.V.S.B.; Salcedo, I.H. Organic Matter Turnover and Management in Low Input Agriculture of NE Brazil. *Nutr. Cycl. Agroecosyst* **2001**, *61*, 99–103. [[CrossRef](#)]
57. Wiesmeier, M.; Urbanski, L.; Hobbey, E.; Lang, B.; von Lützow, M.; Marin-Spiotta, E.; van Wesemael, B.; Rabot, E.; Liefß, M.; Garcia-Franco, N.; et al. Soil Organic Carbon Storage as a Key Function of Soils—A Review of Drivers and Indicators at Various Scales. *Geoderma* **2019**, *333*, 149–162. [[CrossRef](#)]
58. Gray, J.M.; Bishop, T.F.A.; Wilson, B.R. Factors Controlling Soil Organic Carbon Stocks with Depth in Eastern Australia. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2015**, *79*, 1741–1751. [[CrossRef](#)]
59. Meier, I.C.; Leuschener, C. Variation of Soil and Biomass Carbon Pools in Beech Forests across a Precipitation Gradient. *Glob. Chang. Biol.* **2010**, *16*, 1035–1045. [[CrossRef](#)]
60. Viscarra Rossel, R.A.; Webster, R.; Bui, E.N.; Baldock, J.A. Baseline Map of Organic Carbon in Australian Soil to Support National Carbon Accounting and Monitoring under Climate Change. *Glob. Chang. Biol.* **2014**, *20*, 2953–2970. [[CrossRef](#)]
61. Hobbie, S.E.; Schimel, J.P.; Trumbore, S.E.; Randerson, J.R. Controls over Carbon Storage and Turnover in High-latitude Soils. *Glob. Chang. Biol.* **2000**, *6*, 196–210. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
62. Doetterl, S.; Stevens, A.; Six, J.; Merckx, R.; van Oost, K.; Casanova Pinto, M.; Casanova-Katny, A.; Muñoz, C.; Boudin, M.; Zagal Venegas, E.; et al. Soil Carbon Storage Controlled by Interactions between Geochemistry and Climate. *Nat. Geosci.* **2015**, *8*, 780–783. [[CrossRef](#)]
63. Conant, R.T.; Ryan, M.G.; Ågren, G.I.; Birge, H.E.; Davidson, E.A.; Eliasson, P.E.; Evans, S.E.; Frey, S.D.; Giardina, C.P.; Hopkins, F.M.; et al. Temperature and Soil Organic Matter Decomposition Rates—Synthesis of Current Knowledge and a Way Forward. *Glob. Chang. Biol.* **2011**, *17*, 3392–3404. [[CrossRef](#)]
64. Jobbagy, E.G.; Jackson, R.B. The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. *Ecol. Appl.* **2000**, *10*, 423. [[CrossRef](#)]
65. Sleutel, S.; de Neve, S.; Hofman, G. Assessing Causes of Recent Organic Carbon Losses from Cropland Soils by Means of Regional-Scaled Input Balances for the Case of Flanders (Belgium). *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2007**, *78*, 265–278. [[CrossRef](#)]
66. Olesen, J.E.; Bindi, M. Consequences of Climate Change for European Agricultural Productivity, Land Use and Policy. *Eur. J. Agron.* **2002**, *16*, 239–262. [[CrossRef](#)]
67. Franzluebbers, A.J.; Haney, R.L.; Honeycutt, C.W.; Arshad, M.A.; Schomberg, H.H.; Hons, F.M. Climatic Influences on Active Fractions of Soil Organic Matter. *Soil Biol. Biochem.* **2001**, *33*, 1103–1111. [[CrossRef](#)]
68. Grimm, R.; Behrens, T.; Märker, M.; Elsenbeer, H. Soil Organic Carbon Concentrations and Stocks on Barro Colorado Island — Digital Soil Mapping Using Random Forests Analysis. *Geoderma* **2008**, *146*, 102–113. [[CrossRef](#)]
69. Peng, M.H.; Hung, Y.C.; Liu, K.L.; Neoh, K.B. Landscape Configuration and Habitat Complexity Shape Arthropod Assemblage in Urban Parks. *Sci. Rep.* **2022**, *10*, 16043. [[CrossRef](#)]

70. Lloyd, C.; Oliver, S. The Physics of Atmospheric Interaction. *Prog. Mod. Hydrol. Past. Present. Future* **2015**, *5*, 135–182. [CrossRef]
71. Arnaez, J.; Lasanta, T.; Errea, M.P.; Ortigosa, L. Land abandonment, landscape evolution, and soil erosion in a Spanish Mediterranean mountain region: The case of Camero Viejo. *Land Degrad. Dev.* **2011**, *22*, 537–550. [CrossRef]
72. Quinton, J.; University, L.; Govers, G.; Leuven, K.U.; Van Oost, K.; Louvain, U.C.; Bardgett, R. The Impact of Agricultural Soil Erosion on Biogeochemical Cycling. *Nat. Geosci.* **2010**, *3*, 311–314. [CrossRef]
73. Mohanty, B.; Skaggs, T.H. Spatio-Temporal Evolution and Time-Stable Characteristics of Soil Moisture within Remote Sensing Footprints with Varying Soil, Slope, and Vegetation. *Adv. Water Resour.* **2001**, *24*, 1051–1067. [CrossRef]
74. Van Veen, J.A.; Liljeroth, E.; Lekkerkerk, L.J.A.; Van De Geijn, S.C. Carbon Fluxes in Plant-Soil Systems at Elevated Atmospheric CO₂ Levels. *Ecol. Appl.* **1991**, *1*, 175–181. [CrossRef] [PubMed]
75. Berhe, A.; Harte, J.; Harden, J.; Torn, M.S. The Significance of the Erosion-Induced Terrestrial Carbon Sink. *BioScience* **2007**, *57*, 337–346. [CrossRef]
76. Hanley, M.E.; Bouma, T.J.; Mossman, H.L. The Gathering Storm: Optimizing Management of Coastal Ecosystems in the Face of a Climate-Driven Threat. *Ann. Bot.* **2020**, *125*, 197–212. [CrossRef]
77. Zinn, Y.L.; Lal, R.; Bigham, J.M.; Resck, D.V.S. Edaphic Controls on Soil Organic Carbon Retention in the Brazilian Cerrado: Texture and Mineralogy. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2007**, *71*, 1204–1214. [CrossRef]
78. Acosta, J.; Martínez-Martínez, S.; Faz, A.; Arocena, J. Accumulations of Major and Trace Elements in Particle Size Fractions of Soils on Eight Different Parent Materials. *Geoderma* **2011**, *161*, 30–42. [CrossRef]
79. Sollins, P.; Robertson, G.P.; Uehara, G. Nutrient Mobility in Variable- and Permanent-Charge Soils. *Biogeochemistry* **1988**, *6*, 181–199. [CrossRef]
80. Hammitt, W.; Cole, D.; Monz, C. *Wildland Recreation: Ecology and Management*; John Wiley & Sons: Hoboken, NJ, USA, 2015.
81. Wall, D.P.; O'Sullivan, L.; Creamer, R.; McLaughlin, M.J. Soil Fertility and Nutrient Cycling. In *The Soils of Ireland*; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2018; pp. 223–234. [CrossRef]
82. Kome, G.; Enang, R.; Tabi, F.; Yerima, B.P.K. Influence of Clay Minerals on Some Soil Fertility Attributes: A Review. *Open. J. Soil Sci.* **2019**, *9*, 99010. [CrossRef]
83. Anderson, D.W. The Effect of Parent Material and Soil Development on Nutrient Cycling in Temperate Ecosystems. *Biogeochemistry* **1988**, *5*, 71–97. [CrossRef]
84. Siciliano, S.D.; Palmer, A.S.; Winsley, T.; Lamb, E.; Bissett, A.; Brown, M.V.; van Dorst, J.; Ji, M.; Ferrari, B.C.; Grogan, P.; et al. Soil fertility is associated with fungal and bacterial richness, whereas pH is associated with community composition in polar soil microbial communities. *Soil Biol. Biochem.* **2014**, *78*, 10–20. [CrossRef]
85. Hamati, S.; Hamati, S.B.; Ward, D.; Rocha, O.; Rauschert, E.; Kooijman, E.; Heather Caldwell, A.; Chair, A.; Munro-Stasiuk, M. Ecophysiology of Juniperus Virginiana Encroachment in Ohio. 2022. Available online: https://etd.ohiolink.edu/apexprod/rws_etd/send_file/send?accession=kent1651146580975921&disposition=inline (accessed on 22 June 2023).
86. Mineo, L.; Majumdar, S.K. Ectomycorrhizae in Oaks (*Quercus Alba*, *Q. Rubra*) in Northeastern Pennsylvania Woodlands: Morphology, Frequency and Implied Physiology and Ecology. *Concepts Mycorrhizal Res.* **1996**, *9*, 315–331. [CrossRef]
87. Eid, E.M.; Shaltout, K.H. Evaluation of Carbon Sequestration Potentiality of Lake Burullus, Egypt to Mitigate Climate Change. *Egypt. J. Aquat. Res.* **2013**, *39*, 31–38. [CrossRef]
88. Jandl, R.; Rodeghiero, M.; Martinez, C.; Cotrufo, M.F.; Bampa, F.; Van Wesemael, B.; Miglietta, F. Current status, uncertainty and future needs in soil organic carbon monitoring. *Sci. Total Environ.* **2014**, *468*, 376–383. [CrossRef]
89. Grace, P.R.; Post, W.M.; Hennessy, K. The potential impact of climate change on Australia's soil organic carbon resources. *Carbon Balance Manag.* **2006**, *1*, 1–10.
90. Stockmann, U.; Adams, M.A.; Crawford, J.W.; Field, D.J.; Henakaarchchi, N.; Jenkins, M.; Minasny, B.; McBratney, A.B.; Courcelles, V.D.R.D.; Singh, K.; et al. The Knowns, Known Unknowns and Unknowns of Sequestration of Soil Organic Carbon. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2013**, *164*, 80–99. [CrossRef]
91. Xiong, X.; Grunwald, S.; Myers, D.B.; Kim, J.; Harris, W.G.; Comerford, N.B. Holistic Environmental Soil-Landscape Modeling of Soil Organic Carbon. *Environ. Model. Softw.* **2014**, *57*, 202–215. [CrossRef]
92. Vasques, G.M.; Grunwald, S.; Comerford, N.B.; Sickman, J.O. Regional Modelling of Soil Carbon at Multiple Depths within a Subtropical Watershed. *Geoderma* **2010**, *156*, 326–336. [CrossRef]
93. Hamza, M.A.; Anderson, W.K. Soil Compaction in Cropping Systems. *Soil Tillage Res.* **2005**, *82*, 121–145. [CrossRef]
94. Balesdent, J.; Chenu, C.; Balabane, M. Relationship of Soil Organic Matter Dynamics to Physical Protection and Tillage. *Soil Tillage Res.* **2000**, *53*, 215–230. [CrossRef]
95. Post, W.M.; Kwon, K.C. Soil Carbon Sequestration and Land-Use Change: Processes and Potential. *Glob. Chang. Biol.* **2000**, *6*, 317–327. [CrossRef]
96. Torn, M.S.; Trumbore, S.E.; Chadwick, O.A.; Vitousek, P.M.; Hendricks, D.M. Mineral Control of Soil Organic Carbon Storage and Turnover. *Nature* **1997**, *389*, 170–173. [CrossRef]
97. Percival, H.J.; Parfitt, R.L.; Scott, N.A. Factors Controlling Soil Carbon Levels in New Zealand Grasslands Is Clay Content Important? *Soil Sci. Soc. Am. J.* **2000**, *64*, 1623–1630. [CrossRef]
98. Amézqueta, E. Soil Aggregate Stability: A Review. *J. Sustain. Agric.* **1999**, *14*, 83–151. [CrossRef]
99. Hobley, E.; Wilson, B.; Wilkie, A.; Gray, J.; Koen, T. Drivers of Soil Organic Carbon Storage and Vertical Distribution in Eastern Australia. *Plant. Soil* **2015**, *390*, 111–127. [CrossRef]

100. Schulten, H.-R.; Leinweber, P. New Insights into Organic-Mineral Particles: Composition, Properties and Models of Molecular Structure. *Biol. Fertil. Soils* **2000**, *30*, 399–432. [[CrossRef](#)]
101. Hassink, J.; Whitmore, A.P.; Kubát, J. Size and Density Fractionation of Soil Organic Matter and the Physical Capacity of Soils to Protect Organic Matter. *Eur. J. Agron.* **1997**, *7*, 189–199. [[CrossRef](#)]
102. Kaiser, K.; Guggenberger, G. The Role of DOM Sorption to Mineral Surfaces in the Preservation of Organic Matter in Soils. *Org. Geochem.* **2000**, *31*, 711–725. [[CrossRef](#)]
103. Arrouays, D.; Saby, N.; Walter, C.; Lemerrier, B.; Schvartz, C. Relationships between Particle-Size Distribution and Organic Carbon in French Arable Topsoils. *Soil Use Manag.* **2006**, *22*, 48–51. [[CrossRef](#)]
104. Batjes, N.H. Total Carbon and Nitrogen in the Soils of the World. *Eur. J. Soil Sci.* **2014**, *65*, 10–21. [[CrossRef](#)]
105. Sollins, P.; Homann, P.; Caldwell, B.A. Stabilization and Destabilization of Soil Organic Matter: Mechanisms and Controls. *Geoderma* **1996**, *74*, 65–105. [[CrossRef](#)]
106. Rounsevell, M.D.A.; Evans, S.P.; Bullock, P. Climate Change and Agricultural Soils: Impacts and Adaptation. *Clim. Chang.* **1999**, *43*, 683–709. [[CrossRef](#)]
107. IPCC. *Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry*; Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T., Tanabe, K., et al., Eds.; Institute for Global Environmental Strategies: Kanagawa, Japan, 2003.
108. Paustian, K.; Collier, S.; Baldock, J.; Burgess, R.; Creque, J.; Delonge, M.; Dungait, J.; Ellert, B.; Frank, S.; Goddard, T.; et al. Quantifying Carbon for Agricultural Soil Management: From the Current Status toward a Global Soil Information System. *Taylor Fr.* **2019**, *10*, 567–587. [[CrossRef](#)]
109. Baldocchi, D.; Valentini, R.; Running, S.; Oechel, W.; Dahlman, R.; Baldocchi, D. Strategies for Measuring and Modelling Carbon Dioxide and Water Vapour Fluxes over Terrestrial Ecosystems. *Glob. Chang. Biol.* **1996**, *2*, 159–168. [[CrossRef](#)]
110. Benbi, D.K.; Richter, J. A Critical Review of Some Approaches to Modelling Nitrogen Mineralization. *Biol. Fertil. Soils* **2002**, *35*, 168–183. [[CrossRef](#)]
111. Foley, W.J.; McIlwee, A.; Lawler, I.; Aragones, L.; Woolnough, A.P.; Berding, N. Ecological Applications of near Infrared Reflectance Spectroscopy—A Tool for Rapid, Cost-Effective Prediction of the Composition of Plant and Animal Tissues and Aspects of Animal Performance. *Oecologia* **1998**, *116*, 293–305. [[CrossRef](#)]
112. Nelson, D.W.; Sommers, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods Soil Anal. Part 3-Chem. Methods* **1996**, *5*, 961–1010. [[CrossRef](#)]
113. Chatterjee, A.; Lal, R.; Wielopolski, L.; Martin, M.Z.; Ebinger, M.H. Evaluation of Different Soil Carbon Determination Methods. *CRC Crit. Rev. Plant. Sci.* **2009**, *28*, 164–178. [[CrossRef](#)]
114. Nelson, D.W.; Sommers, L.E. Total carbon, organic carbon, and organic matter. *Methods Soil Anal. Part 3-Chem. Methods* **1983**, *5*, 539–579. [[CrossRef](#)]
115. Starr, G.C. Assessing Temporal Stability and Spatial Variability of Soil Water Patterns with Implications for Precision Water Management. *Agric. Water Manag.* **2005**, *72*, 223–243. [[CrossRef](#)]
116. Tieszen, L.L.; Boutton, T.W. Stable Carbon Isotopes in Terrestrial Ecosystem Research. In *Stable Isotopes in Ecological Research*; Springer: New York, NY, USA, 1989; pp. 167–195. [[CrossRef](#)]
117. Issa, S.; Dahy, B.; Ksikisi, T.; Saleous, N. Non-Conventional Methods as a New Alternative for the Estimation of Terrestrial Biomass and Carbon Sequestered. *World J. Agric. Soil Sci.* **2019**, *4*, 1–8. [[CrossRef](#)]
118. Hatfield, J.L.; Gitelson, A.A.; Schepers, J.S.; Walthall, C.L. Application of Spectral Remote Sensing for Agronomic Decisions. *Agron. J.* **2008**, *100*, S-117–S-131. [[CrossRef](#)]
119. De Vente, J.; Poesen, J.; Verstraeten, G.; Govers, G.; Vanmaercke, M.; Rompaey, A.V.; Arabkhedri, M.; Boix-Fayos, C. Predicting Soil Erosion and Sediment Yield at Regional Scales: Where Do We Stand? *Earth-Sci. Rev.* **2013**, *127*, 16–29. [[CrossRef](#)]
120. Hu, Y.; Zhang, Q.; Hu, S.; Xiao, G.; Chen, X.; Wang, J.; Qi, Y.; Zhang, L.; Han, L. Research Progress and Prospects of Ecosystem Carbon Sequestration under Climate Change (1992–2022). *Ecol. Indic.* **2022**, *145*, 109656. [[CrossRef](#)]
121. Post, W.M.; Izaurralde, R.C.; Jastrow, J.D.; McCarl, B.A.; Amonette, J.E.; Bailey, V.L.; Jardine, P.M.; West, T.O.; Zhou, J. Enhancement of Carbon Sequestration in US Soils. *Bioscience* **2004**, *54*, 895–908. [[CrossRef](#)]
122. Raza, S.; Zamanian, K.; Ullah, S.; Kuzyakov, Y.; Virto, I.; Zhou, J. Inorganic Carbon Losses by Soil Acidification Jeopardize Global Efforts on Carbon Sequestration and Climate Change Mitigation. *J. Clean. Prod.* **2021**, *315*, 128036. [[CrossRef](#)]
123. Le Quéré, C.; Andrew, R.M.; Canadell, J.G.; Sitch, S.; Korsbakken, J.I.; Peters, G.P.; Manning, A.C.; Boden, T.A.; Tans, P.P.; Houghton, R.A.; et al. Global Carbon Budget 2016. *Earth Syst. Sci. Data* **2016**, *8*, 605–649. [[CrossRef](#)]
124. Cheddadi, R.; Guiot, J.; Jolly, D. The Mediterranean Vegetation: What If the Atmospheric CO₂ Increased? *Landsc. Ecol.* **2001**, *16*, 667–675. [[CrossRef](#)]
125. Wang, Y.; Tao, F.; Chen, Y.; Yin, L. Interactive Impacts of Climate Change and Agricultural Management on Soil Organic Carbon Sequestration Potential of Cropland in China over the Coming Decades. *Sci. Total Environ.* **2022**, *817*, 153018. [[CrossRef](#)]
126. Smith, P. Soils and Climate Change. *Curr. Opin. Environ. Sustain.* **2012**, *4*, 539–544. [[CrossRef](#)]
127. Lal, R.; Bouma, J.; Brevik, E.; Dawson, L.; Field, D.J.; Glaser, B.; Hatano, R.; Hartemink, A.E.; Kosaki, T.; Lascelles, B.; et al. Soils and Sustainable Development Goals of the United Nations: An International Union of Soil Sciences Perspective. *Geoderma Reg.* **2021**, *25*, e00398. [[CrossRef](#)]
128. Smith, P. Land Use Change and Soil Organic Carbon Dynamics. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **2008**, *81*, 169–178. [[CrossRef](#)]

129. Powlson, D.S.; Stirling, C.M.; Jat, M.L.; Gerard, B.G.; Palm, C.A.; Sanchez, P.A.; Cassman, K.G. Limited Potential of No-till Agriculture for Climate Change Mitigation. *Nat. Clim. Chang.* **2014**, *4*, 678–683. [[CrossRef](#)]
130. Dimassi, B.; Cohan, J.-P.; Labreuche, J.; Mary, B. Changes in Soil Carbon and Nitrogen Following Tillage Conversion in a Long-Term Experiment in Northern France. *Agric. Ecosyst. Environ.* **2013**, *169*, 12–20. [[CrossRef](#)]

Disclaimer/Publisher’s Note: The statements, opinions and data contained in all publications are solely those of the individual author(s) and contributor(s) and not of MDPI and/or the editor(s). MDPI and/or the editor(s) disclaim responsibility for any injury to people or property resulting from any ideas, methods, instructions or products referred to in the content.