

**USO E GESTÃO DO SOLO NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA:
Trajectórias de transformação e serviços de ecossistema em
contexto de mudança climática**

Henrique Morgado Cerqueira

**Tese de Doutoramento em Geografia e Planeamento Territorial,
área de especialização em Ambiente e Recursos Naturais**

Versão corrigida e melhorada após defesa pública

Novembro de 2025

DECLARAÇÕES

Declaro que esta tese é o resultado da minha investigação pessoal e independente. O seu conteúdo é original e todas as fontes consultadas estão devidamente mencionadas no texto, nas notas e na bibliografia.

O candidato,



Alhandra, 28 de Novembro de 2025

Declaro que esta tese se encontra em condições de ser apreciada pelo júri a designar.

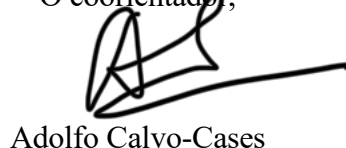
A orientadora,



Lisboa, 28 de Novembro de 2025

Declaro que esta tese se encontra em condições de ser apreciada pelo júri a designar.

O coorientador,



Adolfo Calvo-Cases

Eslida, 28 de Novembro de 2025

Tese apresentada para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Doutor em Geografia e Planeamento Territorial, especialização em Ambiente e Recursos Naturais, realizada sob a orientação científica de Maria José Roxo e Adolfo Calvo-Cases.

Este trabalho foi financiado por fundos nacionais através da FCT – Fundação para a Ciência e Tecnologia, I.P, no âmbito do projecto 2021.04744.BD com o identificador <https://doi.org/10.54499/2021.04744.BD>. A investigação decorreu no CICS.NOVA – Centro Interdisciplinar de Ciências Sociais, da Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade Nova de Lisboa, no quadro do Grupo de Investigação *Sustentabilidade e Sistemas Socio-ecológicos* e do *Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso*.



Fundação
para a Ciência
e a Tecnologia



CICS.NOVA
CENTRO INTERDISCIPLINAR
DE CIÊNCIAS SOCIAIS

a la jefa, y ao mestre

AGRADECIMENTOS

Acho que sou capaz de ter aprendido mais nestes quatro anos do que nos vinte e quatro que os antecederam: sobre as temáticas que estudei, as técnicas que aprendi, sobre mim próprio e como navegar a curiosidade, a paixão, o medo, a incerteza e a ansiedade. Sempre ouvi dizer que o doutoramento é uma “etapa solitária”, uma “longa caminhada no deserto” e, nisso, falhei redondamente. Neste trabalho, que envolveu passar várias semanas isolado num monte a três horas de casa sem rede móvel, aprendi ainda mais sobre as pessoas à minha volta e como o doutoramento pode ser, contra todas as expectativas, uma caminhada solidária. Por tudo, tenho muito a agradecer a muita gente.

No monte, à Maria Feliciano e ao Manuel José, pelo acolhimento desde a primeira campanha de campo, pela sopa quente no Inverno e a companhia ao longo de todas as estadias. À Estrelinha, Andorinha e às ovelhas e carneiros pela companhia nas caminhadas de recolha de amostras. Na aldeia, ao Tiago e à dona Amélia do Restaurante Agostinho, pelas bochechas, cozidos e grelhados que só encontro ali (excepto à 3ª feira, que estão fechados), e ao Mocas pelos relatos directamente do campo. Na Serra, a todos os que me ajudaram com o porquê e o como de cada ‘saquinho de terra’ que trazia dos seus terrenos. Na Margem Esquerda, à Biblioteca Municipal de Serpa e ao João Freixo (Agroconsult) pela conversa sobre o passado recente das mudanças no uso, posse e gestão da terra na região.

No dia-a-dia, ao meu ex-patrão e hoje amigo Sérgio Prazeres, pelo apoio incondicional, sem o qual este trabalho seria completamente diferente. Ao Tomás Machado e ao Nuno Correia, por me ensinarem o processo voo, validação e processamento de dados do drone e do GPS. Ao meu irmão Joaquim, o engenhocas responsável pela criação dos modelos 3D e impressão dos pontos de controlo fixos. Ao meu irmão Manuel, pela ajuda na recolha de amostras de solo no calor da Serra. Ao Miguel Morgado, pela ajuda na manutenção e substituição dos *data loggers* no frio do monte. Ao Núcleo de Estudantes de Geografia (NEG), pela ajuda na manutenção da infra-estrutura de recolha de dados nos Invernos de 2023 e 2024 (João Vicente Portalete, José Tomás Ponte, Marta Gonçalves, Miguel Sérgio, Mafalda Simão e Ana Beatriz Nunes). Ao León Navarro, pela análise das amostras de solo no laboratório de geomorfologia da Universitat de València. Ao Professor Carlos Pinto Gomes (Universidade de Évora), pela valiosa ajuda no levantamento florístico. À Raquel Evaristo pela ajuda com o design dos modelos conceptuais. A toda a equipa CarBio-Solo, os permanentes e os reforços

temporários, que tomou conta do assunto na minha ausência: Ana Larguinho, André Porfírio, Ana Beatriz Nunes, Daniel Fortunato, Maria Eugénia Nascimento e Matilde Dias. À minha segunda família e à minha segunda casa, a equipa de Canoagem da Secção Náutica do Alhandra Sporting Club e o Rio Tejo, por serem o escape, o sítio onde nada disto existe e onde paro para respirar todos os dias nem que estejam a chover picaretas.

Aos meus amigos da Cowboyada do Crl, pela partilha das alegrias e frustrações, humores e discussões, jantares e manifs: Alexandre Domingos, Bernardo Costa, Francisco Madeiras, Gonçalo Rainha, Ivan Graça, João Pedro Barreiros, João Oliveira, Margarida Marques, Miguel Morgado, Nuno Sousa e Sérgio Sancheira.

Ao Carlos Álvaro, colega e amigo, por estar sempre presente e disponível, por estes vários anos de partilha técnica e científica, amizade, e por alinhar em todas as ideias boas, más e assim-assim que nos têm entretido ao longo dos tempos.

À Carolina, a minha companheira dos dias todos, perto ou longe, a bem ou a mal, na saúde e na doença, na sanidade e na loucura, por acreditar quando duvido, por questionar quando me iludo, por estar sempre, sempre aqui.

Aos meus dois mentores, guias-espirituais, exemplos de muita coisa, referências de outra tanta e a quem dedico este trabalho. À Professora Maria José Roxo, feiticeira de pleno direito, a responsável por tudo isto, por despertar a curiosidade, dizer-me porque ir, mas deixar-me descobrir onde, por mostrar uma vontade que move montanhas, mas não aparece nos manuais de Geomorfologia. Ao Professor Adolfo Calvo-Cases, sempre disponível, actualizado e bem-disposto, por mostrar o significado e a importância de estar sempre a aprender e de dedicar tempo a pensar ou a fazer outras coisas da vida. A ambos, pelo que me ensinaram no campo, no gabinete, por escrito, por videoconferência, sobre o trabalho, a ciência, a vida e sobre formas de estar em cada uma destas coisas. Pela honra de acrescentar um ponto ao vosso trabalho. O *Niño* espera ter estado à altura.

A todas e a todos, muito obrigado.

USO E GESTÃO DO SOLO NO BAIXO ALENTEJO INTERIOR: TRAJECTÓRIAS DE TRANSFORMAÇÃO E SERVIÇOS DE ECOSISTEMA NUM CLIMA EM MUDANÇA

HENRIQUE MORGADO CERQUEIRA

RESUMO

Nas paisagens semiáridas do Baixo Alentejo interior, as dinâmicas de uso e gestão do solo apresentam forte heterogeneidade, resultante da relação entre a evolução histórica da ocupação agrícola e os recursos naturais disponíveis, em particular o solo e a água. Na Margem Esquerda do Guadiana coexistem trajectórias contrastantes: nos solos férteis persistem os cereais de sequeiro; nas áreas beneficiárias do regadio do Alqueva instalaram-se sistemas super-intensivos de culturas permanentes, como o olival; e nos solos pobres e declivosos, com propriedade fragmentada, verifica-se uma trajectória dual, onde o regime extensivo do Montado coexiste com o abandono agrícola e a renaturalização espontânea. A cessação da actividade agrícola implica perda de valor económico directo, mas promove a recuperação ecológica e a produção de serviços de ecossistema, incluindo o suporte à biodiversidade e a regulação climática através do sequestro de carbono. A análise dos processos de reorganização ecológica após o abandono é, por isso, essencial para compreender o potencial de regeneração, o ritmo da recuperação e os limiares que a condicionam. Os talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (CEEVF), na Serra de Serpa e Mértola, constituem um laboratório para o estudo da degradação e regeneração sob condições controladas. Foram analisadas trajectórias de recuperação com base na evolução da vegetação e da camada superficial do solo após o abandono em diferentes momentos, pontos de partida e graus de degradação prévia. Os resultados mostram uma transição de sistemas dominados por processos físicos de erosão para sistemas regulados biologicamente, com aumento do coberto vegetal e acumulação de carbono no solo até à estabilização a partir da fase arbustiva. Estes resultados suportam um modelo conceptual de trajectórias de recuperação com histerese ecológica, onde a intensidade e a duração do uso agrícola condicionam o ritmo e a amplitude da regeneração. A compreensão destes mecanismos de regeneração espontânea é fundamental para orientar estratégias de planeamento territorial e gestão dos recursos naturais com vista à mitigação e adaptação à mudança climática.

PALAVRAS-CHAVE: Sequestro de carbono, Abandono agrícola, Sucessão ecológica, Planeamento territorial

**LAND USE AND MANAGEMENT IN THE SOUTHEASTERN ALENTEJO:
TRANSITION DYNAMICS AND ECOSYSTEM SERVICES IN A CHANGING CLIMATE**

HENRIQUE MORGADO CERQUEIRA

ABSTRACT

In the semi-arid landscapes of the Southeastern Alentejo, land use and management dynamics are highly heterogeneous, shaped by the interaction between the historical evolution of land use and the availability of natural resources, particularly soil and water. On the left bank of the Guadiana River, there are contrasting trajectories: on fertile soils, rainfed cereals persist; in areas benefiting from Alqueva irrigation, super-intensive permanent crops such as olive groves have been established; and on poor, degraded lands with fragmented ownership, a dual trajectory emerges, where the extensive Montado regime coexists with agricultural abandonment and spontaneous rewilding. The cessation of agricultural activity results in a loss of direct economic value but promotes ecological recovery and ecosystem services, including biodiversity support and climate regulation through carbon sequestration. Analysing ecological processes following land abandonment is therefore essential to understanding the potential for regeneration, the pace of recovery, and associated thresholds. Plots at the Vale Formoso Soil Erosion Experimental Centre (CEEVF) serve as a natural laboratory for studying land degradation and ecosystem recovery under controlled conditions. Recovery trajectories were analysed based on the evolution of vegetation cover and structure, as well as soil surface processes after abandonment, across different periods, initial conditions, and degrees of previous degradation. The results reveal a transition from systems dominated by physical processes to biologically regulated systems, characterized by increased vegetation cover and soil carbon accumulation until apparent stabilization after shrub establishment. These findings support a conceptual model of recovery trajectories with ecological hysteresis, in which the intensity and duration of agricultural use determine both the pace and extent of recovery. Understanding these spontaneous mechanisms is fundamental for informing land-use planning and natural resource management strategies aimed at climate change mitigation and adaptation.

KEYWORDS: Carbon Sequestration, Agricultural Land Abandonment, Ecological Succession, Territorial Planning

ÍNDICE

INTRODUÇÃO.....	1

PARTE I – FUNDAMENTOS E ENQUADRAMENTO

I- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	6

I.1. A VALORIZAÇÃO DOS SERVIÇOS DE ECOSISTEMA DO CARBONO NO SOLO	8
I.1.1. Solo e serviços de ecossistema	11
I.1.2. Economia ambiental.....	18
I.1.3. Análises exploratórias	21
I.2. COMO O ABANDONO REDEFINE A DINÂMICA DO SOLO, DOS ECOSISTEMAS E DA PAISAGEM	24
I.2.1. Factores do abandono: ambiente, uso do solo e dinâmicas rurais.....	24
I.2.2. Efeitos nos processos de solo: erosão e sequestro de carbono.....	29
I.2.3. Efeitos na biodiversidade e dinâmicas dos habitats	36
I.2.4. Efeitos na estrutura da paisagem e dinâmicas do espaço rural	40
I.2.5. Em síntese: o abandono da terra e os serviços de ecossistema.....	43

II- ÁREA DE ESTUDO: MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA	46

II.1. QUADRO NATURAL	46
II.1.1. Localização e enquadramento.....	46
II.1.2. Relevo e litologia	47
II.1.3. Recursos hídricos	61
II.1.4. Clima.....	62
II.1.5. Solos	66
II.1.6. Vegetação	70
II.2. OCUPAÇÃO HUMANA.....	82
II.2.1. Até ao final do Século XIX	82
II.2.2. Do final do século XIX à divisão dos Baldios	84
II.2.3. Da Campanha do Trigo aos Planos de Fomento do Estado Novo (1928-1958)	90
II.2.4. Do êxodo rural dos anos 1960 à entrada de Portugal na CEE (1986)	96
II.2.5. Actualidade: da Política Agrícola Comum (PAC) ao efeito Alqueva	97
II.2.6. Considerações finais – uma paisagem a dois ritmos	109
II.3. DEGRADAÇÃO DE ECOSISTEMAS	113
II.3.1. Erosão hídrica.....	113
II.3.2. Perda de matéria orgânica	115
II.3.3. Susceptibilidade à Desertificação	117
II.3.4. Do diagnóstico à investigação aplicada	119

III- METODOLOGIA	125

III.1. DADOS CLIMÁTICOS: PRECIPITAÇÃO E TEMPERATURA.....	125
III.1.1. Identificação e caracterização de eventos de precipitação	125
III.1.2. Temperatura do ar e do solo a diferentes alturas e profundidades.....	125
III.2. SOLO: TEOR DE CARBONO, DENSIDADE APARENTE E TEXTURA.....	127
III.2.1. Desenho experimental e estratégia de amostragem.....	127
III.2.2. Processo de recolha e análise das amostras.....	129
III.2.3. Outros pontos de amostragem utilizados: bases de dados LUCAS e INFOSOLO.....	134
III.2.4. Resposta erosiva e hidrológica dos talhões	138
III.3. VEGETAÇÃO: COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA E ESTRUTURAL	141
III.3.1. Identificação das espécies presentes nos talhões do CEEVF	141

III.3.2.	<i>Composição estrutural da vegetação através de modelos de altura de coberto.....</i>	147
III.4.	ANÁLISES ESTATÍSTICAS.....	155
III.4.1.	<i>Testes de significância e correlação</i>	155
III.4.2.	<i>Identificação de limiares funcionais</i>	156
III.4.3.	<i>Diversidade alfa e estrutura interna das comunidades</i>	158
III.4.4.	<i>Diversidade beta e ordenação florística</i>	160

PARTE II – RESULTADOS E DISCUSSÃO

IV- MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA: MUDANÇAS DE USO E DINÂMICAS DE CARBONO NO SOLO 166

IV.1.	POTENCIAL DE ARMAZENAMENTO DE CARBONO NO SOLO	169
IV.2.	EVOLUÇÃO RECENTE DOS STOCKS DE CARBONO E DINÂMICAS DE USO DO SOLO (1995-2018)	176
IV.2.1.	<i>Mudanças de uso do solo na Margem Esquerda do Guadiana: entre a intensificação e o abandono</i>	176
IV.2.2.	<i>Trajectórias de transição e variações nos stocks de carbono</i>	181
IV.3.	A MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA COMO TERRITÓRIO EM RECONFIGURAÇÃO	188

V- SERRA DE SERPA E MÉRTOLA: USO E GESTÃO DO SOLO NA CONSERVAÇÃO E DEGRADAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS..... 190

V.1.	DINÂMICAS DE CARBONO NO SOLO EM DIFERENTES TIPOS DE USO	191
V.1.1.	<i>Relação entre uso do solo e teor de carbono.....</i>	192
V.1.2.	<i>Carbono orgânico no solo (OC).....</i>	192
V.1.3.	<i>Densidade aparente (BD)</i>	194
V.1.4.	<i>Teor de carbono no solo (SOC).....</i>	196
V.1.5.	<i>Síntese da relação uso-carbono.....</i>	197
V.1.6.	<i>Relação entre densidade aparente e carbono orgânico</i>	198
V.2.	CASOS DE ESTUDO: A INFLUÊNCIA DA GESTÃO NA EROÇÃO E TEOR DE CARBONO NO SOLO	203
V.2.1.	<i>Pastagens sob pressão: erosão, compactação e perdas de carbono.....</i>	203
V.2.2.	<i>Pastagens de conservação: Herdade de Vale Formoso</i>	208
V.2.3.	<i>Resultados contrastantes: limitações dos critérios de elegibilidade ambiental</i>	217
V.3.	MODELO CONCEPTUAL PARA O SEQUESTRO DE CARBONO POR MUDANÇA DE USO.....	219

VI- RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA À ESCALA DA VERTENTE: UM ESTUDO EXPERIMENTAL SOBRE TRAJETÓRIAS DE SUCESSÃO PÓS-ABANDONO 224

VI.1.	CARACTERIZAÇÃO DA SÉRIE DO CENTRO EXPERIMENTAL DE EROÇÃO DE VALE FORMOSO (CEEVF)	224
VI.1.1.	<i>Caracterização dos talhões.....</i>	225
VI.1.2.	<i>Histórico de gestão e gradientes de degradação antes do abandono.....</i>	227
VI.1.3.	<i>Objectivos e questões de partida.....</i>	229
VI.2.	SUCESSÃO ESPONTÂNEA, DIVERSIDADE E TRAJETÓRIAS DE RECUPERAÇÃO DA VEGETAÇÃO	231
VI.2.1.	<i>Síntese do conjunto de dados.....</i>	232
VI.2.2.	<i>Estrutura interna das comunidades.....</i>	233
VI.2.3.	<i>Padrões de composição florística</i>	235
VI.2.4.	<i>Espécies indicadoras.....</i>	241
VI.2.5.	<i>Leitura sintaxonómica</i>	244
VI.2.6.	<i>Alguns exemplos com talhões representativos.....</i>	248
VI.2.7.	<i>Padrões e condicionantes das trajectórias da regeneração pós-abandono</i>	268
VI.3.	DINÂMICA ESTRUTURAL E VARIABILIDADE CLIMÁTICA COM BASE EM MODELOS DE ALTURA DE COBERTO	272
VI.3.1.	<i>Perfis estruturais por talhão e último coberto gerido.....</i>	273
VI.3.2.	<i>Composição estrutural e condicionantes das trajectórias de abandono</i>	277
VI.3.3.	<i>Dinâmica temporal e variabilidade climática</i>	285

VI.3.4.	<i>Implicações ecológicas e de gestão</i>	300
VI.4.	PROCESSOS DE SUPERFÍCIE: SEQUESTRO DE CARBONO NO SOLO E DINÂMICA DE VERTENTES	304
VI.4.1.	<i>Caracterização do solo e dinâmica sazonal nos talhões</i>	306
VI.4.2.	<i>Sequestro de carbono em diferentes trajectórias pós-abandono</i>	323
VI.4.3.	<i>Resposta hidrológica e implicações ecológicas da recuperação pós-abandono</i>	332
VI.4.4.	<i>Implicações ecológicas e modelo conceptual</i>	340

PARTE III – CONTRIBUTOS PARA O PLANEAMENTO TERRITORIAL

VII-	SERVIÇOS DE ECOSISTEMA, PLANEAMENTO E GESTÃO DO TERRITÓRIO EM CONTEXTO DE MUDANÇA CLIMÁTICA	346
VII.1.	SERVIÇOS DE ECOSISTEMA EM PAISAGENS AGRÍCOLAS SEMIÁRIDAS	348
VII.2.	ESCALAS, PROCESSOS E A COMPLEXIDADE DAS DINÂMICAS TERRITORIAIS	350
VII.3.	GESTÃO FUNCIONAL, CRITÉRIOS ADAPTATIVOS E UM MODELO DE GOVERNANÇA	353
VII.4.	RECOMENDAÇÕES PARA AS POLÍTICAS PÚBLICAS.....	359
	NOTAS FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS	364
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	368
	ÍNDICE DE FIGURAS	426
	ÍNDICE DE TABELAS	432

INTRODUÇÃO

As mudanças de uso e ocupação do solo são uma das principais manifestações da acção¹ humana sobre a superfície terrestre. À medida que as sociedades se complexificam e estratificam, a magnitude e extensão dos seus impactos sobre os recursos naturais aumenta. Nas últimas décadas, o ritmo e a intensidade destas mudanças tem sido um factor importante na mudança climática, perda de biodiversidade, degradação do solo e desertificação. O solo, tanto um recurso como uma manifestação da apropriação humana do espaço natural, é um dos grandes reservatórios de carbono na superfície terrestre e actua na interface entre os ciclos de curta e longa duração. Sendo um potencial emissor ou sumidouro e reservatório de carbono, o solo tem um papel central na mitigação e adaptação à mudança climática e à desertificação.

Recentemente, as instituições têm reconhecido a importância deste recurso e a sua relação estreita com os serviços de ecossistemas, através de iniciativas como o Pacto Ecológico Europeu (*EU Green Deal*), a Missão Solo (*Soil Mission*) ou as mais recentes revisões ao funcionamento da Política Agrícola Comum (PAC). No entanto, este quadro institucional contrasta com as necessidades e dinâmicas recentes de intensificação e especialização funcional das áreas de produção agrícola, que resultam no recuo de modelos de produção tradicional com impactos sociais e ecológicos importantes, como a cessação da actividade agrícola (abandono) ou a degradação de ecossistemas. Assim, apesar do papel do solo como um indicador biofísico e mediador de serviços de ecossistema, ainda existe muito trabalho a fazer no sentido de compreender o seu papel e importância na cadeia de valor dos agro-ecossistemas.

No Mediterrâneo, um *hotspot* de mudança climática, existe uma longa história de impactos da actividade humana na degradação do solo e dos ecossistemas. Em ambientes semiáridos, como o sudeste da Península Ibérica, o aumento da aridez associado aos solos pobres por natureza e degradados por décadas de gestão intensiva, coexiste com a necessidade e a oportunidade de conservar e recuperar este recurso e os serviços de ecossistemas associados. No Baixo Alentejo Interior, a complexidade das trajectórias de mudança e a utilização dos recursos naturais vem ao de cima. Áreas como a bio-região da

¹ Este trabalho foi escrito segundo o antigo acordo ortográfico.

Margem Esquerda do Guadiana são palco tanto de trajectórias de intensificação produtiva como de abandono da terra, associadas respectivamente à extensão do regadio e ao despovoamento e quebra de rendimento em solos pobres e degradados.

Apesar de o sequestro de carbono no solo e os serviços de ecossistema serem temáticas amplamente estudadas, a literatura tende a separar sistemas produtivos de áreas abandonadas. Estudar como as mudanças de uso e as práticas de gestão do solo condicionam a resposta espontânea dos ecossistemas pode contribuir para uma compreensão mais integrada da relação complexa entre quadro natural e a ocupação humana. Para isso, são necessários estudos acerca do comportamento dos ecossistemas em função de mudanças de uso e ocupação do solo, que estudem a variabilidade associada a diferentes formas de gestão para um mesmo tipo de uso, e que analisem o impacto do uso e da gestão na capacidade de recuperação dos ecossistemas. Esta linha de investigação só é possível com base em dados empíricos no campo, trabalho experimental em ambiente controlado, e monitorização de longo prazo.

Esta tese está inserida no projecto “Uso e gestão do solo para combate às alterações climáticas e desertificação no Baixo Alentejo Interior: dinâmicas de carbono no solo” (FCT - 2021.04744.BD, bolsa de doutoramento (2022-2025)). Surge no seguimento da dissertação de mestrado “Sequestro de Carbono no Solo: Mitigação das Alterações Climáticas em Ecossistemas Mediterrâneos” (Cerqueira, 2021), construindo a partir das linhas de investigação que estavam inicialmente previstas e não foram possíveis de concretizar devido à pandemia de COVID-19 e das linhas identificadas para investigação futura. Assim, continua-se o argumento elaborado ao longo dos quatro primeiros capítulos da dissertação, mas com pressupostos actualizados e adaptados a outra escala espacial, temporal e temática.

O objectivo central deste trabalho é compreender como as trajectórias de uso e gestão do solo influenciam o sequestro de carbono e a capacidade de recuperação de ecossistemas Mediterrâneos em ambientes semiáridos do Baixo Alentejo Interior, utilizando a Margem Esquerda do Guadiana como área de estudo. Daqui, surgem quatro objectivos complementares:

- Estudar o papel das mudanças de uso do solo na variação dos stocks de carbono e analisar os padrões espaciais emergentes;

- Investigar o gradiente de carbono no solo em diferentes tipos de uso e analisar a importância de práticas de gestão na respectiva variabilidade interna;
- Analisar o potencial de recuperação ecológica e sequestro de carbono após o abandono da actividade agrícola em função de diferentes históricos de uso e degradação do solo;
- Reflectir sobre o papel da cadeia de valor de serviços de ecossistema do solo no planeamento e gestão do território.

Para atingir estes objectivos, serão abordadas diferentes escalas temáticas, espaciais e temporais (Figura 1): uma dimensão socio-ecológica, com base no uso do solo à escala regional (Margem Esquerda do Guadiana) e da paisagem (Serra de Serpa e Mértola) ao longo das duas últimas décadas, e nas práticas de gestão à escala da propriedade/parcela na actualidade; uma dimensão biofísica, através de um estudo de longa duração sobre as dinâmicas de carbono no solo e trajectórias de recuperação ecológica após o abandono da actividade agrícola à escala da vertente, com base na série do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (1961-presente). Esta abordagem integra, para cada uma destas escalas, diferentes combinações de métodos de medições de campo (amostras de solo, levantamentos florísticos, escorrência superficial), detecção remota (satélite e *drone*) e análise e modelação espacial. O trabalho será dividido em três partes: 1) fundamentos e enquadramento; 2) resultados e discussão; 3) contributos para o planeamento territorial.

Na primeira parte, será feita a fundamentação teórica com base em duas revisões sistemáticas de literatura (capítulo I), uma sobre a valorização dos serviços de ecossistema do solo (I.1), e outra sobre os factores e efeitos do abandono da actividade agrícola no solo, nos ecossistemas e na paisagem (I.2). De seguida, será feita um enquadramento da Margem Esquerda do Guadiana como área de estudo, baseado em três pontos principais: 1) quadro natural (II.1), onde serão apresentadas as características do clima, relevo, litologia, recursos hídricos, solos e vegetação; 2) ocupação humana (II.2), onde será descrito o passado recente das dinâmicas de uso e ocupação do solo nas diferentes partes da área de estudo; 3) degradação de ecossistemas (II.3), onde serão abordadas a erosão hídrica, a perda de matéria orgânica e a susceptibilidade à desertificação como três dos principais problemas ambientais relacionados com o recurso solo na área de estudo. Por fim, descreve-se a metodologia aplicada para a recolha e análise de dados (capítulo III).

A segunda parte está dividida em três capítulos, correspondentes às três principais escalas de análise, com dimensão e profundidade crescentes. Cada capítulo está organizado como um estudo independente, com uma introdução ao tema, questões de partida, resultados, discussão e síntese/implicações. Esta estrutura de divisão por ‘estudos’ e com os resultados e a discussão apresentados em simultâneo, numa estrutura de ‘resultados discutidos’ foi feita de forma a tentar criar uma narrativa coesa e focada em cada um dos temas e escalas de análise, limitando a fragmentação e a repetição de conteúdos.

O primeiro estudo (capítulo IV) prende-se com a análise das mudanças de uso do solo na Margem Esquerda do Guadiana (1995-2018), o seu papel na variação dos *stocks* de carbono à escala regional e na identificação de padrões espaciais e casos particulares de dinâmicas de transição. Para isso serão utilizadas a Carta de Ocupação do Solo (COS) da Direcção Geral do Território (DGT), a Carta de Solos à escala 1:25 000 da Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR), e bases de dados públicas de amostras de solo (LUCAS e INFOSOLO), complementadas dados de amostras recolhidas em áreas sub-representadas.

O segundo foca-se na Serra de Serpa e Mértola (capítulo V) como um desses casos particulares entre a intensificação e o abandono, caracterizando o teor de carbono no solo nos diferentes tipos de uso (V.1) e gestão (V.2) de áreas degradadas, montados sob gestão activa em modo convencional ou de conservação (cereais, pastagens), reflorestações, e florestas e matos. Serão utilizados dados de amostras de solo recolhidas em diferentes combinações de tipo/uso, dados obtidos por detecção remota (*Sentinel-2*, e *Landsat 5, 7, 8 e 9*) e observações de campo para comparar teores de carbono, resposta da vegetação, processos erosivos e a evolução temporal.

O terceiro consiste num estudo experimental sobre a recuperação ecológica à escala da vertente após a cessação da actividade agrícola (capítulo VI) em função de diferentes historiais de uso, gestão e legados de degradação acumulada, desenvolvido nos talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (CEEVF). Dada a profundidade introduzida a escala de análise, o capítulo está organizado de forma ligeiramente diferente: o primeiro subcapítulo (VI.1) introduz e descreve os talhões do CEEVF com base nas suas características físicas, historial de uso / gestão, e ponto de partida antes do abandono (último coberto e perda de solo acumulada durante o período de gestão activa), e os três subcapítulos seguintes funcionam como três estudos sobre as trajectórias de recuperação pós-abandono. O primeiro

baseia-se num levantamento florístico para descrever, analisar e interpretar as diferentes trajectórias de sucessão secundária (VI.2). O segundo utiliza modelos de altura de coberto obtidos através de voos *drone* e fotogrametria para analisar o desenvolvimento estrutural da vegetação e o seu comportamento ao longo do tempo (VI.3). O terceiro utiliza dados de amostras de solo e escorrência superficial nos talhões para estudar os processos de superfície de sequestro de carbono e resposta hidrológica das vertentes em função de diferentes pontos de partida, trajectórias de recuperação e condições de coberto (VI.4).

A última parte desta tese integra os resultados empíricos com o planeamento e os instrumentos de gestão territorial em contexto de mudança climática com base nos resultados obtidos nas diferentes escalas de análise da Margem Esquerda do Guadiana (capítulo VII). Com base num quadro mais alargado de valorização de serviços de ecossistema e considerando a complexidade de escalas e processos nas dinâmicas territoriais, este capítulo aponta para o potencial de quadros de análise multiescalares no apoio a processos de planeamento funcional e gestão adaptativa baseados em dados reais, sistemas de monitorização e acompanhamento e modelos de governança participativa que integrem a ciência, a prática e a política pública.

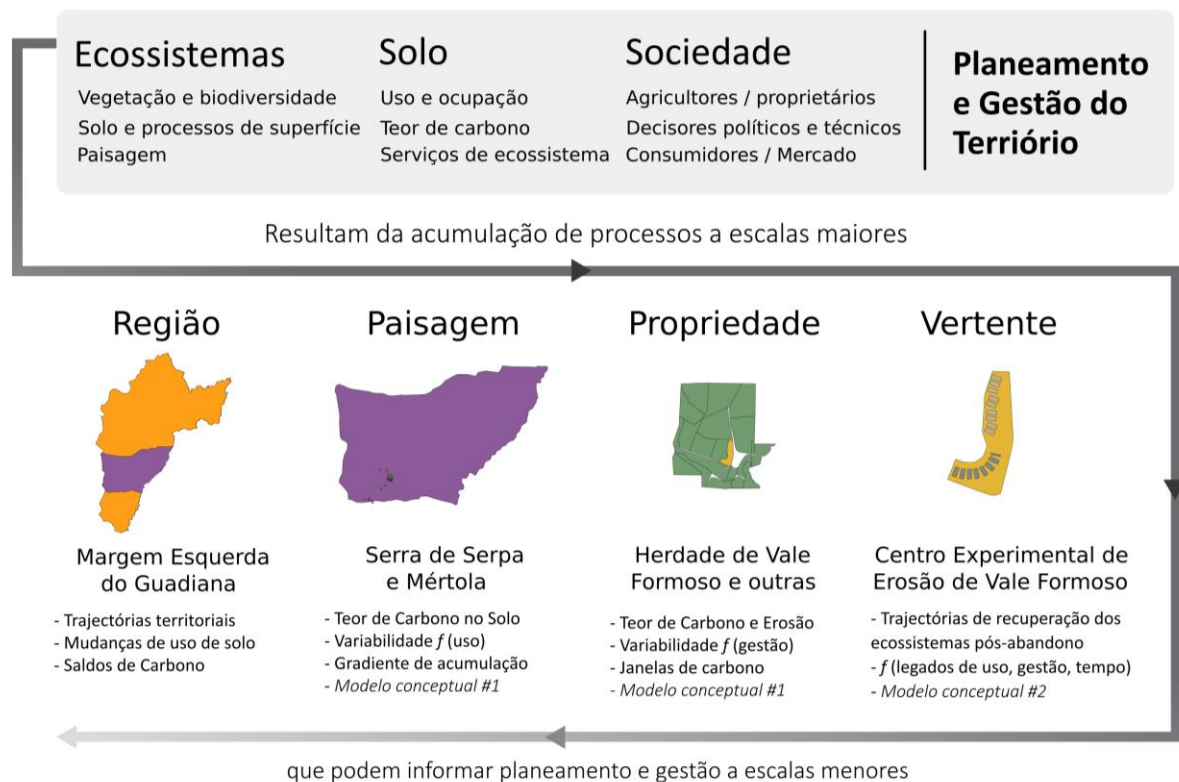


Figura 1 - Esquema/resumo das escalas temáticas e de análise neste trabalho.

PARTE I – FUNDAMENTOS E ENQUADRAMENTO

I- FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Este estudo, ao enquadrar-se na intersecção entre os sistemas naturais e as dinâmicas socioeconómicas que os podem influenciar, representa um desafio especial na tarefa de resumir a literatura científica recente. Para responder aos objectivos e questões de partida, importa que a revisão de literatura esteja dividida em três partes: a gestão do solo com vista ao combate à mudança climática e desertificação, com foco especial nas dinâmicas de carbono no solo; a relação entre a gestão de sistemas naturais e a valorização dos serviços de ecossistema do carbono no solo; o impacto de algumas mudanças de uso e ocupação do solo nos ecossistemas Mediterrâneos, em particular o abandono da actividade agrícola.

Por se tratar de uma sequência a um trabalho anterior (Cerqueira, 2021), uma parte significativa da revisão de literatura sobre o teor de carbono em diferentes tipos de uso do solo e as taxas de sequestro de carbono de algumas práticas de gestão recomendadas já foram sistematizadas e, portanto, não faria sentido reproduzir esse esforço neste documento. No entanto, passar da teoria à aplicabilidade prática e enquadrar estas práticas no contexto da PAC seria um exercício interessante. No plano de trabalhos subjacente à bolsa que financiou este documento, estava prevista a criação de um manual de práticas agrícolas com vista à captura e sequestro de carbono no solo. Este documento foi criado em parceria com o projecto europeu *Carbonostrum – Climate Smart Agriculture in a Changing World*, integrando o *WP3 – Carbonostrum Handbook*, onde se documentou exactamente isso. Disponível em formato *e-book* este manual está traduzido em cinco línguas (Português, Espanhol, Italiano, Grego e Turco) e pode ser livremente consultado *online* (Barberá, Álvaro e Cerqueira, 2023).

Compreender de que forma podem ser valorizados os serviços de ecossistema prestados pelo carbono no solo é uma reflexão que, apesar de já ter sido sugerida em alguns estudos (Novara, Keesstra, et al., 2016), carecia de uma revisão mais completa para perceber os avanços mais recentes e o quadro de pensamento actual sobre o assunto. Por esse motivo, foi feita uma revisão sistemática de literatura sobre a temática dos serviços de ecossistema do carbono no solo e a sua valorização. Esta revisão resultou num artigo científico – *Burying the Carbon to Dig Up the Future: The Role of Geography in Valuing Soil Carbon Ecosystem Services* – e está disponível em *open access* (Cerqueira, Roxo e Calvo-Cases, 2023). Esta revisão

resultou na identificação de três temas-chave: 1) Solo e serviços de ecossistema – que acaba por resumir a tipologia das actividades que promovem o sequestro de carbono no solo; 2) Economia ambiental, incluindo o preço do carbono e os mecanismos de troca; 3) Análises exploratórias. O artigo foi traduzido e será parcialmente reproduzido adiante. Importa realçar que, nesta revisão, os temas tratados em ‘Solo e serviços de ecossistemas’ acabam por resumir a bibliografia recente sobre o papel dos diferentes tipos de uso e ocupação do solo nas dinâmicas de carbono no solo.

Assim, última parte da revisão de literatura deste trabalho será orientada para o abandono da actividade agrícola, que é a principal mudança de uso do solo na Europa Mediterrânea desde meados do século XX e, como foi visto anteriormente, tem uma importante expressão na Margem Esquerda do Guadiana, em particular nos terrenos mais declivosos de xisto da Serra de Barrancos e da Serra de Serpa e Mértola. A literatura científica sobre o abandono da actividade agrícola divide-se em quatro temas principais: 1) dinâmicas no solo, (erosão e sequestro de carbono); 2) mudanças de uso e gestão do solo (gestão da sucessão ecológica ou diferenças no ponto de partida); 3) biodiversidade e habitats (sucessão ecológica e relações entre espécies); 4) ocupação do solo e dinâmicas rurais (os factores que desencadeiam esse abandono e o seu significado nas regiões afectadas).

I.1. A valorização dos serviços de ecossistema do carbono no solo

A mitigação e adaptação à mudança climática tem estado no seio do discurso público político desde o início da década de 1990. À medida que se foi reconhecendo a emergência de um planeta mais quente e seco, os esforços de investigação foram focando-se cada vez mais em formas de mitigar as suas causas e adaptar-se aos seus efeitos (Lobell et al., 2013; Smith et al., 2020; Tubiello, 2012). A mitigação pode ser levada a cabo através da redução de emissões de gases com efeito de estufa ou da diminuição activa da sua presença na Atmosfera. Por outro lado, a adaptação aos seus efeitos pressupõe a compreensão de como os sistemas naturais vão responder à nova realidade climática para desenhar estratégias de manutenção das funções dos ecossistemas nessas condições. As opções de mitigação e adaptação podem ser divididas em opções do lado da oferta ou do lado da procura, se a ‘responsabilidade’ da introdução da mudança está do lado do sistema económico ou do utilizador final, respectivamente. As opções de mitigação do lado da oferta são particularmente promissoras nos sectores da Agricultura, Florestas e Outros Usos do Solo (AFOLU), devido ao seu grande peso no total de emissões (cerca de 22%, apenas atrás da energia) (Intergovernmental Panel On Climate Change (IPCC), 2023, p. 127) e à sua acção directa em três componentes fundamentais do ciclo global do carbono: solo, biomassa e atmosfera.

A nível global, o solo contém mais carbono do que a biomassa e atmosfera somados (Lal, 2010; Scharlemann et al., 2014) e pode fazê-lo durante um período maior (Lal & Ussiri, 2017). As mudanças de uso do solo ao longo da história, tais como a conversão de vegetação espontânea para áreas agrícolas e urbanas, tem sido um factor importante nas emissões de carbono pela destruição e queima de biomassa e intensificação de processos erosivos. O aumento populacional das últimas décadas criou também uma maior pressão nos ecossistemas com a produção agrícola a ser expandida para solos cada vez mais pobres, o que intensifica o fenómeno da desertificação e leva a perdas de produtividade e rendimento, num ciclo de realimentação negativa com a intensificação da produção e procura de novas áreas para produzir alimento (Kirkby, 2021; Shukla et al., 2019) . Estes sectores que tiveram a sua quota parte nas emissões de gases com efeito de estufa (GEE) são também dos mais ameaçados pelos impactos negativos da mudança climática, especialmente em territórios com solos pobres ou degradados onde a susceptibilidade é superior (Borrelli et al., 2020; Burrell et al., 2020). Estudos iniciais sugeriam que metade a dois terços das emissões de GEE

pelas actividades humanas podiam ser sequestradas nos solos pobres e degradados do Planeta (Lal, 2004). Enquanto a literatura mais recente questiona a magnitude e exequibilidade destes valores, não há dúvida de que existe um papel para o sequestro de carbono no solo para a mitigação da mudança climática, apesar da incerteza associada (Salvati, Mavrakis, et al., 2015). O quadro político também se foi tornando mais sensível a estes assuntos, como é prova a adopção de iniciativas como o “4perMille” do Acordo de Paris (Lal, 2020; Rumpel et al., 2020; Zomer et al., 2017).

Existe também uma função para o solo na adaptação à mudança climática, uma vez que algumas práticas de gestão recomendadas demonstraram resultados promissores em manter a germinação de plantas em cenário de stress hídrico, na manutenção da produtividade agrícola e no ajustar do albedo e temperatura de superfície (Carrer et al., 2018). O sequestro de carbono para mitigação e adaptação à mudança climática pode ter um papel importante na contribuição para cenários de emissões negativas (Lal, 2020; Smith, 2016), apesar de alguns autores defenderem que isto serve apenas para ganhar tempo até surgir uma solução eficiente e viável de obter o mesmo efeito em larga escala (Lal, 2003; Minasny et al., 2017; Stockmann et al., 2013). No entanto, a sua importância para os territórios rurais e áreas com solos pobres e degradados é dupla: solos pobres necessitam de aumentar o seu teor de carbono e coberto vegetal para proporcionar a adaptação dos ecossistemas a condições de maior aridez (Lal et al., 2015; Mgalula et al., 2021) solos degradados necessitam de recuperar da quebra de fertilidade e biodiversidade que representam emissões e supressão de serviços de ecossistema (Habibullah et al., 2022; Pires et al., 2018); problemas relacionados com o despovoamento e perda de rendimento nas áreas rurais de baixa densidade podem ser em parte solucionadas pelo aumento da importância atribuída a bens de mercado não-tangíveis como os serviços de ecossistema de regulação, suporte e culturais, enquanto exploram potenciais co-benefícios na provisão de bens e serviços (Bruno et al., 2021; Novara et al., 2017; Ustaoglu & Collier, 2018).

A economia do carbono existe desde a instauração de esquemas de limite e troca (*cap and trade*) previstos no Protocolo de Quioto desde 1997. A crescente generalização das preocupações ambientais no lado da procura criou as condições necessárias para a construção de um quadro que permitisse mercados voluntários do carbono, onde particulares e empresas não abrangidas pelo regime regulatório podendo participar no mercado da compra e venda

de créditos de redução de emissões. Isto abriu os títulos de carbono a mercados como a reflorestação, eficiência energética e conservação da natureza um pouco por todo o mundo, o que tem sido utilizado tanto por indivíduos quanto por grandes empresas poluidoras. No entanto, estudos recentes mostram grande preocupação acerca da adicionalidade, permanência, monitorização e validação do carbono capturado nestes projectos, o chamado *Greenwashing* (Fleischman et al., 2020). Apesar de o solo agrícola ter mostrado potencial para atingir trajectórias de redução de emissões e remoção efectiva de CO₂ atmosférico, a sua presença no mercado voluntário tem sido reduzida por haver dúvidas sobre a sua relevância dimensional, por questões relacionadas com a complexidade dos sistemas não adaptativos e pela resposta não linear a factores naturais e antrópicos (Fearnehough et al., 2020; Michaelowa et al., 2019; Venmans et al., 2020).

Apesar de haver sérias preocupações sobre a eficácia e relevância dos esquemas de compensações de emissões no solo agrícola, os seus benefícios na recuperação de cenários de degradação, adaptação à mudança climática e fluxos financeiros entre áreas urbanas e rurais, torna estes mercados uma ferramenta importante para a política ambiental, económica e territorial em algumas regiões, especialmente, onde existem climas com características áridas, semiáridas e sub-húmidas secas. Para além disso, e considerando que algumas áreas do Planeta que demonstram susceptibilidade quer à mudança climática quer à desertificação são também em algumas regiões em desenvolvimento, onde existe tanto a necessidade como a oportunidade para obter benefícios na performance dos serviços de ecossistema e segurança alimentar.

O sequestro de carbono para mitigação e adaptação à mudança climática é, por definição, uma matéria de interface entre ambiente, sociedade, economia e política. No fundo, esta relação complexa traduz-se no território e a sua análise e formulação conjunta é puramente geográfica. A capacidade de a Geografia lidar com relações complexas no tempo e no espaço resulta da sua abrangência temática que permite construir um quadro epistemológico de natureza qualitativa e quantitativa, para análise das problemáticas socioambientais e socio-ecológicas. Em seguida sintetiza-se a produção científica recente sobre a captura e sequestro de carbono no solo e a sua relação com a valorização de serviços de ecossistema e mercados de carbono, na sua formulação pelas ciências sociais, de forma a perceber as possíveis futuras contribuições do pensamento Geográfico para o Planeamento

Territorial. Para isso, foi feita uma pesquisa nas bases de dados SCOPUS e *Web of Science* de forma a identificar as linhas de investigação recente sobre mercados de carbono no solo entre 2017 e 2021, sendo identificadas duas principais: 1) Solo e Serviços de Ecossistema, onde se explora como e quanto carbono se pode capturar no solo agrícola, florestal e sistemas integrados; 2) Economia Ambiental, onde se estudam questões como o preço do carbono e sistemas de troca.

1.1.1. Solo e serviços de ecossistema

O solo e a vegetação são o grande reservatório no ciclo curto do carbono (Lal & Ussiri, 2017). Ainda assim, representam a maior parte das emissões dos sectores da Agricultura, Floresta e Outros Usos do Solo (AFOLU), com as mudanças de uso a serem a principal fonte de emissões nos ecossistemas emersos. Para além disso, a consequente degradação do solo induzida pela intensidade de uso cria tanto um potencial – por estar longe de um cenário óptimo – quanto uma necessidade de melhorar as práticas de gestão para aumentar o teor de carbono na biomassa e no solo. Este sequestro de carbono pode ter uma função importante na valorização dos serviços de ecossistema por trazer benefícios transversais: 1) o fornecimento de bens e serviços é potenciado pela maior produtividade agrícola; 2) a regulação climática e da temperatura de superfície é garantida pela captura de carbono atmosférico e mudanças no albedo; 3) os serviços de suporte beneficiam de melhores condições para a biodiversidade e pedogénese; 4) os valores culturais são melhorados pela manutenção e ressurgimento de espécies autóctones, manutenção e valorização dos produtos locais, que tendem a ser relacionadas com actividades educativas, religiosas ou turísticas.

O sequestro de carbono no solo implica uma mudança no ciclo do carbono ao permitir uma maior remoção de carbono atmosférico pelos ecossistemas terrestres em relação à que é perdida por respiração, oxidação ou erosão. Esta mudança pode ser alcançada por práticas de gestão recomendadas como lavoura de conservação, culturas de superfície, sideração ou pousios mais prolongados (Aguilera et al., 2013; Cerqueira, 2021; Sanz-Cobena et al., 2017). Artigos sobre as dinâmicas de sequestro de carbono pelo solo estudam quais as práticas de gestão e mudanças de uso do solo que optimizam e aumentam os reservatórios de carbono e qual o seu potencial para um determinado contexto pedoclimático. Métodos de captura e sequestro de carbono diferem para diferentes tipos de uso, especialmente entre áreas

agrícolas e florestais. Nas florestas é possível aumentar a captura de carbono através de práticas de gestão, acções de reflorestação e impedir as emissões através de programas de conservação do capital natural e sua respectiva valorização em oposição aos usos económicos e mudanças de uso.

Solo agrícola

A mudança de uso de vegetação natural para solo agrícola é uma das principais fontes de emissões de gases com efeito de estufa na Agricultura, Florestas e Outros Usos do Solo (AFOLU). Quando isso acontece, o carbono no solo e na biomassa é libertado para a atmosfera pela limpeza e queima de vegetação ou processos erosivos. Medidas de mitigação neste sector incluem o sequestro de carbono em terras aráveis através da aplicação de práticas de gestão recomendadas que recuperam parte do teor de carbono perdido durante a mudança de uso: o *carbon farming* (Marks, 2020; Sharma et al., 2021). Estas práticas de gestão funcionam através da protecção do solo contra os processos erosivos (culturas de superfície, deposição do restolho e outros resíduos de culturas ou da floresta), o aumento do fornecimento de carbono e azoto (compostagem, sideração), e a consequente redução da erodibilidade do solo (lavoura de conservação, entre outras).

Nas terras agrícolas, a aplicação de correctores orgânicos tais como o biocarvão (produzido por pirólise de emissões controladas) podem aumentar o teor de carbono no solo enquanto reduzem as emissões de CO₂ da habitual queima de biomassa e N₂O da fertilização mineral (Liu et al., 2020) enquanto se verificam ainda alguns benefícios de adaptação relacionados com a maior capacidade de retenção de água e aumento da produção agrícola (Otte & Vik, 2017). No entanto, a falta de escala dificulta a sua viabilidade económica enquanto as emissões associadas ao transporte e logística do processo podem não compensar a captura verificada no campo, o que pode por sua vez ser corrigido através de melhorias na eficiência das cadeias de produção e pirólise das palhas (Liu et al., 2020; Rodrigues & Horan, 2018). Outras práticas de gestão de base orgânica também demonstram benefícios quando comparados com a agricultura convencional, potenciando os serviços de ecossistema de regulação dos ciclos do carbono e da água, suporte à biodiversidade e controlo da erosão, especialmente quando associados com outras práticas que melhoram a protecção do solo (Persiani et al., 2023). No entanto, podem estar associados alguns custos de implementação

que restringem a sua adopção (Auerbach, 2018), apesar da possibilidade de aumento do lucro (Beni et al., 2021).

As arroteias e outras mudanças de uso do solo são dois dos grandes contribuidores para as emissões de gases com efeito de estufa, no entanto, alguns padrões de mudança podem estar associados a sequestro de carbono e melhoria no rendimento (Roy et al., 2022), seja pela transição para um tipo de uso mais lucrativo, pela transição para uma ocupação que maximiza o subsídio, ou através do acesso a apoios que beneficiam práticas de gestão mais sustentáveis.

No sudeste asiático, a cultura de óleo de palma é o principal controlador nas mudanças de uso do solo. No entanto, utilizar a cobertura morta (*muching*) pode mitigar algumas dessas emissões ao reduzir perdas por erosão e aumentar o fornecimento de matéria orgânica ao solo, promovendo o sequestro de carbono (Rudolf et al., 2021). No entanto, a utilização destes correctores orgânicos pode criar uma competição entre serviços de ecossistema: um estudo demonstra que a utilização de resíduos de produção para sequestro de carbono (regulação) reduz o potencial da sua utilização para bioenergia (provisão), sugerindo que para intensificar de forma sustentável a exploração de resíduos para bioenergia e conciliar a mitigação com outros objectivos de sustentabilidade, a gestão de resíduos deve ser projectada de forma integrada e ser específica de cada local (Mouratiadou et al., 2019). Tendências recentes nas mudanças de uso do solo no ocidente incluem o abandono da actividade agrícola e agro-florestal, causados por uma rede complexa de mudanças socioeconómicas, ambientais, políticas e culturais, induzindo sequestro de carbono na biomassa e no solo e outros serviços de ecossistema (Carlos Alias et al., 2022; Yang et al., 2020)².

Outras práticas de gestão recomendadas incluem a lavoura de conservação (nula, reduzida ou superficial), que reduz a erosão hídrica, por escorrência superficial e perda de matéria orgânica; sideração, que aumenta o azoto natural no solo, reduzindo a necessidade de fertilização artificial e desnitrificação do excedente; e compostagem, que tem benefícios no aumento do teor de matéria orgânica e capacidade de retenção de água (Bhattacharyya et

² Este assunto vai ser considerado em maior detalhe noutra secção da revisão da literatura, exclusivamente dedicada ao abandono da actividade agrícola.

al., 2021; Chopin & Sierra, 2021; Leijster et al., 2020). A escala, eficácia e viabilidade económica da implementação destas práticas beneficiaria de um quadro socio-organizacional que engloba pessoas, infra-estruturas, tecnologia, cultura e conhecimento (Johansson et al., 2022). Esta abordagem pode afectar positivamente o Valor Presente Líquido e a disposição para adoptar estas medidas, que são potenciadas através dos contributos dos diferentes actores locais, desde políticos a gestores da terra (Feliciano, 2022; Leijster et al., 2020; O’Sullivan et al., 2018; Otte & Vik, 2017). A melhoria dos mecanismos de governança tais através de uma estrutura padronizada para a produção de biomassa sustentável, avaliação eficaz das melhores práticas de gestão, e melhores economias de escala podem garantir amplos co-benefícios. Assim, os objectivos de emissões negativas podem ser acompanhados de práticas ‘neutras’, por exemplo, com a produção de biomassa para a produção de biocombustível e sequestro de carbono (Torvanger, 2019).

Sistemas Integrados

Para além dos sistemas de agricultura convencional, alguns autores referem-se a sistemas agrícolas integrados como uma oportunidade de duplo benefício de protecção ambiental e desenvolvimento social e económico, que são os três pilares da sustentabilidade. Estes sistemas incluem agro-florestais, agropastoris e agro-silvo-pastoris e tendem a ser associadas com terras mais pobres e degradadas uma vez que são supostamente eficazes em reduzir a erosão e mitigar as perdas de matéria orgânica e emissões de carbono.

Sistemas integrados como o agro-florestal e o agro-silvo-pastoril são particularmente promissores no seu potencial papel no aumento do carbono no solo, redução de emissões de gases com efeito de estufa, melhoria da produtividade e biodiversidade (Aba et al., 2017). Enquanto isso, permitem reduzir custos com mão-de-obra e oferecem vantagens de mercado para os agricultores (tais como selos de qualidade e benefício ambiental), segurança alimentar, e fornecimento de serviços de ecossistema culturais e recreativos (Partey et al., 2017; Ryschawy et al., 2021; Sollen-Norrin et al., 2020). A introdução de espécies arbóreas em campos agrícolas, apesar dos bons resultados em indicadores ambientais, necessita frequentemente de incentivos financeiros para motivar a mudança (Englund et al., 2020)³ e

³ Os efeitos de incentivos destes foram brevemente demonstrados no capítulo II.2.

pode interferir com práticas agrícolas tradicionais, ao presumir uma curva de aprendizagem e adequação (Felton et al., 2023).

Para além destes sistemas mais tradicionais, alguns estudos apontam para efeitos positivos da integração de culturas de matéria-prima (por exemplo biocombustíveis ou materiais industriais) em nos solos mais pobres da Europa para unir a produção de bioenergia com outros serviços de ecossistema como o controlo da erosão e sequestro de carbono (Cossel et al., 2020). O valor de adopção destes mecanismos aumenta em solos pobres e degradados onde a actividade agrícola cria um gradiente de degradação que é mitigado pelas propriedades de conservação e de fertilidade da matéria orgânica no solo. Nestas abordagens, a integração de culturas de produção (por exemplo para produção alimentar) não só tem em conta as necessidades de produção de biocombustível, mas também para o restauro e melhoria dos serviços de ecossistema, contribuindo de forma considerável para práticas sustentáveis de gestão do solo.

Florestas

A adopção das práticas de gestão acima referidas permite uma valorização de mercado de serviços de ecossistema do solo tais como a provisão (aumento de produção), regulação (mitigação), e suporte (adaptação) (Chen et al., 2022). No entanto, a optimização do ciclo do carbono com este tipo de gestão recomendada pressupõe a existência de uma mudança do uso do solo de vegetação espontânea ou floresta para solo agrícola. Portanto, práticas de gestão recomendada nesse contexto são formas de valorizar métodos de ‘correção’ de um processo de degradação artificial prévio. No entanto, é possível que ecossistemas como as florestas, pradarias e matos forneçam serviços de ecossistemas que podem ser valorizados sem conduzir à degradação da terra, tais como regulação climática, suporte à biodiversidade e valores culturais. Valorizar a conservação e manutenção da dinâmica natural destes ecossistemas pode ser alcançada através de programas de conservação, ou valorizando-os igual ou superiormente aos serviços que seriam obtidos através da presumível mudança de uso. Assim, a conservação destes ecossistemas torna-se economicamente competitiva face a actividades que necessitam da conversão do solo, como é o caso da agricultura.

Um primeiro passo para valorizar a conservação da floresta é a definição de um cenário base para compreender os saldos e fluxos de carbono quer no solo quer na biomassa. Isto é importante para compreender as emissões evitadas pela manutenção da vegetação

espontânea em detrimento da conversão (Santini et al., 2020). Assim, é possível evitar que algumas espécies sejam substituídas por outras mais rentáveis e danosas para o solo à falta de serviços que equilibrem essa valorização (Correia & Pestana, 2018). Quando as acções de sequestro de carbono são feitas através de reflorestações, existem diferenças de custo-eficácia entre novas plantações, acções de restauro ou florestas secundárias, uma vez que tanto os custos de implementação quanto as taxas de acumulação de carbono variam em função do grau de intervenção humana, apesar de os teores de carbono acumulados no solo parecerem equiparáveis (Brancalion et al., 2021).

A conservação, restauro e melhoria de gestão da floresta pode mitigar até 21% das emissões anuais dos Estados Unidos (Fargione et al., 2018), e programas regionais de partilha de custos permitem compensar os proprietários das terras pelo fornecimento de serviços de ecossistema tangíveis e não tangíveis (Chizmar et al., 2021). Estas práticas conseguem ter efeitos positivos ao nível da biodiversidade (Dybala et al., 2019), retenção de água e erosão do solo (Jafarzadeh et al., 2021; Kitaibekova et al., 2023; Wu et al., 2022) e serviços de recreio relacionados com o turismo de paisagem, muitas vezes excedendo o valor da remoção de madeira (Lopes & Amaral, 2021), o que significa que os objectivos são simultaneamente alcançáveis. Na Amazónia, os impactos dos programas de restauro em curso são, entre outros, a protecção dos recursos hídricos, redução da erosão hídrica, rendimento através de programas de carbono e comercialização de produtos (madeiras e afins). No entanto, existe competição entre a necessidade de reflorestar e a necessidade de limpar terreno para produção agrícola e pecuária, o que é exacerbado pela falta de volume de mercado para os produtos derivados das áreas afectas a programas de conservação (Nunes et al., 2020). Quando se analisam as três dimensões da sustentabilidade na produção de bens florestais (medidas ambientais, desenvolvimento económico e impacto social), as abordagens de modelação de avaliação integrada ajudam a prever taxas de sequestro de carbono, poupanças nas emissões de gases com efeito de estufa, rendimento e emprego para uma determinada escala temporal e espacial (Jin & Sutherland, 2018). Contudo, a validação de modelos, complexidade (tal como a competição entre uso de biomassa e fornecimento de matéria orgânica dentro do sistema florestal) e a não-linearidade das mudanças de uso do solo são algumas das limitações deste tipo de abordagem.

Entretanto, o desenvolvimento tecnológico favorece a existência de uma agricultura de precisão, baseada também na inteligência artificial, que ajuda os investigadores, agricultores, principais sectores emissores e decisores políticos a obterem melhor informação e conhecimento sobre práticas de gestão do solo (Camarena, 2021; Costantini et al., 2020; Lal, 2020). Para além disso, a melhoria na qualidade das ferramentas de diagnóstico ambiental permite uma maior avaliação comparativa para a decisão política, bem como ajudar os proprietários a melhor valorizar os serviços de ecossistema (Baumber et al., 2019).

Ecossistemas Costeiros

Para além do solo agrícola e florestal, a valorização do carbono no solo é também um assunto pertinente em outros habitats naturais, incluindo ecossistemas costeiros como sapais e rasos de maré. Estas áreas contêm quantidades substanciais de carbono nos seus solos orgânicos muito profundos, no entanto, devido à pressão antrópica e mudanças de uso do solo, têm sido sucessivamente degradadas e registado perdas substanciais do carbono armazenado. Para além disso, têm ainda o risco acrescido da subida do nível do mar induzido pela mudança climática.

Para contrariar isto, estratégias de conservação como replantação e planeamento com vista a cenários climáticos futuros podem recuperar algum do carbono perdido e acautelar futuras emissões. Devido ao seu enorme potencial para sequestro de carbono, estes ecossistemas costeiros têm ganho popularidade nos esquemas de valorização de carbono. Esta dinâmica é particularmente evidente no mercado voluntário do carbono, onde os projectos de ‘carbono azul’ (*blue carbon*), que comoditam o carbono capturado nestes ecossistemas costeiros, se têm tornado cada vez mais comuns⁴.

À semelhança do que acontece com os ecossistemas florestais, para perceber o teor e fluxos de carbono é essencial estabelecer cenários-base e garantir uma boa capacidade de recolha de dados, de forma a informar a criação de políticas e práticas de gestão adequadas. Compreender a relação e dinâmicas entre os diferentes tipos de ecossistemas costeiros, como os mangais, sapais, rasos de maré e outras zonas húmidas e o seu potencial de sequestro de carbono na biomassa e nos solos é fundamental para desenhar e implementar este tipo de

⁴ Em Portugal, alguns projectos deste tipo têm sido desenvolvidos na Ria Formosa, na Ria de Aveiro e na foz do Minho e do Lima.

projectos (Hutchison et al., 2018). No entanto, o retorno de investimento (ROI) para o potencial de mitigação do sequestro de carbono tanto no solo como na biomassa é incerto, devido à complexa articulação entre os custos e o potencial ecológico (Duncan et al., 2022), para além de existirem desafios políticos que podem ser ultrapassados através de quadros institucionais que priorizem a gestão dos ecossistemas (Odote, 2019).

1.1.2. Economia ambiental

As abordagens de mercado para valorizar o carbono do solo como facilitador de serviços de ecossistema inspiraram-se nos primeiros regimes regulatórios de redução e troca (*cap and trade*). A ideia é que, em vez de comercializar investimentos em energias mais limpas, se troque a captura e armazenamento de carbono por uma certa quantidade de emissões traduzidas em termos monetários. O conceito não foi poupado nas críticas e a sua complexidade e nuances estão ainda a ser discutidas. Neste contexto surgem dois aspectos fundamentais – o preço do carbono e os mecanismos de negociação – que permitem compreender o que fazer com o carbono capturado baseado nos pressupostos do ponto anterior.

Cada um destes aspectos ajuda a compreender a relação entre o solo e a gestão da terra com vista à melhoria da performance na provisão de bens e serviços não tangíveis e a sua comoditização a diferentes escalas. De certa forma, servem o propósito de colocar um preço, quer no valor que existe em capturar uma determinada quantidade de carbono, quer no prejuízo que existe em perdê-la. Assim, as práticas de gestão recomendadas passam a ser mais favoráveis do que as práticas habituais por ganharem uma camada extra de valor, enquanto as medidas de conservação de ecossistemas passam a ser competitivas contra a sua destruição para outros fins produtivos. Para além disso, ajudam a compreender como os novos ‘bens’ – carbono, biodiversidade, retenção de água – podem ser substituídos no mercado para serem trocados entre quem captura o carbono e quem o emite tanto nos mecanismos regulatórios quanto nos mercados voluntários. Compreender as restrições espaciais, sociais e económicas da sua colocação no mercado, disponibilidade de produto e enquadramento legal pode ser alcançada com a modelação espacial de sistemas complexos em torno dos três pilares da sustentabilidade. Estas abordagens exploratórias fornecem um meio de prever e mitigar eventuais obstáculos ao desenvolvimento e optimização de esquemas de troca e venda de carbono.

Preço do Carbono

Associar um valor económico ao carbono na biomassa e nos solos é uma tarefa complexa que se desenvolve em torno do investimento necessário para capturar e sequestrar uma tonelada de carbono (incentivos, maquinaria, mão de obra) e o custo de a perder (produção, biodiversidade, emissões). Um estudo sobre os efeitos das alterações nas práticas agrícolas nos recursos naturais e meios de subsistência dos agricultores estimou que o custo de oportunidade da má gestão dos solos varia entre 84 e 150€/t CO₂ eq⁵ (Berazneva et al., 2019). De um modo geral, a valorização do carbono refere-se ao carbono orgânico no solo; no entanto, um passo seguinte no ciclo do carbono é o carbono inorgânico, que leva mais tempo para estabilizar e ainda assim está susceptível a perdas devido a gestão desadequada e erosão, criando externalidades negativas. Alguns autores defendem a valorização do carbono inorgânico no solo como parte da cadeia de valor dos serviços de ecossistema, algo que ainda não está previsto nos mecanismos actuais (Groshans et al., 2018).

Ainda assim, adoptar estas práticas de gestão deve considerar a disponibilidade dos produtores em aceitar a mudança e investimento. Um estudo estimou que os agricultores que ainda não tinham aplicado lavoura de conservação necessitariam de aumentar o rendimento na ordem dos 14€ ha⁻¹ para a mudança ser rentável, referindo ainda que, a existir, a intervenção directa do governo seria preferível à entrada nos mercados voluntários de carbono uma vez que o preço é menos volátil (Gramig & Widmar, 2018). Com o carbono a preços bem acima dos 35€ t⁻¹ CO₂ eq⁶ e com práticas de gestão capazes de capturar acima de 3 t CO₂ eq por hectare por ano esses valores são possíveis de atingir, assumindo que os mecanismos prevêem uma valorização e divisão justa das receitas entre gestores de projecto, agricultores e correctores. Em França, um estudo concluiu que 10% das emissões na agricultura poderiam ser mitigadas a um custo inferior a 25€ t⁻¹ CO₂ eq (Pellerin et al., 2017). Um outro estudo com agricultores alemães encontrou uma elevada motivação em promover práticas de sequestro de carbono no solo, independentemente de se a compensação fosse proveniente de um subsídio estatal ou através de um certificado de mercado (Hermann et al., 2017). Por outro lado, também foi identificada alguma abertura do lado da procura para pagar

⁵ Conversão USD-EUR baseada na taxa de câmbio média para o ano de 2019

⁶ 71€/t no EU-ETS para 21 de Setembro de 2022, com um máximo anual de 98€ t⁻¹ a 19 de Agosto de 2022

por mudanças de gestão do solo que pudesse fornecer serviços de ecossistema relacionados com a biodiversidade, conservação do solo e sequestro de carbono, e valores de paisagem, com um valor estimado de 18 a 93 € por unidade familiar por ano (Parron et al., 2022).

Um estudo focado na comparação entre performance económica dos serviços ecossistemas de mercado (biomassa, produção agrícola) e não tangíveis (retenção de água, nutrientes, carbono) em agro-florestal e agricultura convencional em 11 países europeus concluiu que a produção agro-florestal demonstra menores externalidades negativas (poluição e perda de solo e nutrientes), para além de benefícios adicionais da captura de carbono que a tornam rentável. Se uma abordagem de mercado colocasse uma penalização por desserviço e compensação por serviço, a produção agro-florestal tornar-se ia mais rentável e apelativa (Kay et al., 2019). Neste quadro, a capacidade de um território em fornecer serviços de ecossistema relacionados com o solo e a água pode ser utilizado para estimar o valor económico de uma propriedade (Priori et al., 2019).

Mecanismo de troca

Os mercados de carbono e os seus mecanismos de transacção sempre foram dos temas mais criticados na política de mitigação climática. O desenho de mercado assume duas modalidades: mercados regulados, quando empresas ou sectores de actividade são obrigados a compensar emissões acima de um limiar através de investimento em redução de emissões noutras empresas ou em projectos de captura e sequestro de carbono; e mercados voluntários, onde particulares e empresas não abrangidas pelos mecanismos regulados podem investir em redução de emissões ou sequestro de carbono para compensar as suas próprias emissões (por exemplo viagens ou organização de eventos). Os esquemas voluntários muitas vezes estão associados a estratégias de marketing e narrativas (*storytelling*) para criar um produto mais bem sucedido (Brill, 2021), apesar de surgirem questões relacionadas com a adicionalidade, permanência, validação e monitorização que criam desafios conceptuais e legais (Davis, 2023).

No entanto, à medida que a sociedade avança em direcção aos pontos de não retorno baseados nas concentrações de CO₂ atmosférico, esquemas de simples redução de emissões começam a ficar desactualizados: cenários climáticos recentes assumem a necessidade de aplicar soluções de emissões negativas (capturando mais carbono do que o que se emite a partir de determinada altura) para que as concentrações comecem a reduzir antes do não-

retorno. Alguns autores apontam para as soluções baseadas na Natureza como a única medida escalável disponível neste momento. Nesse contexto, o carbono no solo pode surgir como uma peça fundamental devido aos seus amplos co-benefícios na provisão de vários serviços de ecossistema, o que fará crescer o mercado global do carbono. No entanto, estes mecanismos de troca devem garantir a longevidade dos projectos bem como uma valorização justa que prima pela adicionalidade, permanência, co-benefícios, monitorização e transparência através de diferentes *standards* e mecanismos financeiros (Keenor et al., 2021).

Diferentes estudos têm experimentado formatos de mercado baseados em esquemas de troca, consultoria e obtenção de dados de campo para apoiar na gestão da propriedade com vista à optimização de saldos de carbono: *Soil Value Exchange* (Blackburn et al., 2018), *Ecosystem Service Market Consortium* (Biggs et al., 2021) e outras estratégias de ‘*Carbon Farming*’ que procuram impulsionar o investimento em práticas benéficas para o ambiente enquanto diversificam os sectores da Agricultura, Floresta e Outros Usos do Solo (AFOLU) através do desenvolvimento de uma economia dos serviços de ecossistema (Black et al., 2022; Marks, 2020; Russell-Smith & Sangha, 2018).

1.1.3. Análises exploratórias

Compreender a resposta económica a factores ambientais e sociais em cenários de mudança climática envolve uma análise através de vários sectores como a agricultura, florestas e outros usos do solo. A natureza tanto do sistema solo quanto dos mercados de carbono e os seus limites sociais, económicos, políticos e culturais é uma questão não-determinística e não-linear e, por esse motivo, difíceis de prever com recurso a modelos simples. Recentemente, os cientistas têm começado a dar mais atenção a formas de prever a resposta de serviços de ecossistema a cada uma destas variáveis, bem como a modelar a sua performance económica e a reflectir no potencial significado cultural e político por detrás destas abordagens.

Alguns estudos fornecem diferentes perspectivas em como as análises exploratórias podem contribuir para um conhecimento mais aprofundado da resposta ambiental a diferentes forçamentos, ajudando a guiar política e prática para a mitigação da mudança climática e conservação de ecossistemas. Estudos que relacionaram agricultura sustentável e sequestro de carbono concluíram que algumas acções ‘inteligentes para o clima’ (*climate smart*) como a sementeira directa e culturas de cobertura podem compensar potenciais

perdas de rendimento e produtividade através do rendimento de um crédito de carbono (Contasti et al., 2023), enquanto uma gestão estratégica da paisagem pode oferecer benefícios ambientais e socioeconómicos, tais como o aumento da biodiversidade e o sequestro de carbono (Parish et al., 2023). Por outro lado, a dependência em tecnologias de emissões negativas (*negative emission technologies – NET*) nas estratégias de mitigação a longo prazo representam um risco de que esta esperança no futuro crie uma “espiral de atraso” em tomadas de acção concretas no presente (Carton, 2020; Jacobs et al., 2023).

Estudos recentes têm explorado abordagens inovadoras na modelação e previsão de teores e preços de carbono. Por exemplo, um modelo de inteligência artificial para estimar o teor de carbono no solo (SOC) em mangais mostrou que o uso de dados de observação da terra multisensor pode melhorar significativamente as estimativas de SOC, fornecendo informações valiosas para a conservação destes ecossistemas (Le et al., 2021). Outro estudo propôs um modelo híbrido que utiliza *Ensemble Empirical Mode Decomposition* (EEMD), *Linearly Decreasing Weight Particle Swarm Optimization* (LDWPSO) e *Wavelet Least Square Support Vector Machine* (wLSSVM) para prever com precisão os preços do carbono em três mercados diferentes na China, superando outras 12 combinações de modelos (Sun & Xu, 2021). Dentro do mecanismo de limite e troca do mercado do carbono chinês, os custos para as medidas de mitigação em pastagens e pradarias podiam ser obtidos entre -6.52 e 3.78 \$ t CO₂eq – com os valores negativos a indicar outros possíveis efeitos positivos para além do sequestro de carbono – e poderiam ser transaccionados a valores de mercado entre os 12.7 e os 30.9 \$ t CO₂eq (Wilkes et al., 2021).

Houve também progresso no desenvolvimento de ferramentas para analisar o impacto económico de várias práticas de mitigação de gases com efeito de estufa. Por exemplo, um programa *Field Scale Economic Analysis* é capaz de estimar o benefício líquido entre diferentes abordagens em terrenos agrícolas (Li et al., 2021). Esta ferramenta permite investigadores avaliarem se as práticas de mitigação são economicamente benéficas, ou se requerem apoios governamentais para as tornarem preferíveis às práticas convencionais que podem contribuir para a degradação do solo. Algumas abordagens semelhantes foram aplicadas no solo florestal, incorporando cenários de mudanças globais no mercado adaptativo da madeira e a sua relação com a co-produção de serviços de ecossistema. Exemplos incluem um modelo que analisa o valor presente líquido considerando o carbono armazenado nas florestas e madeira

recolhida e as eventuais perdas por degradação, bem como a biodiversidade, qualidade da água e valores culturais (Lundholm et al., 2020).

Para além destas abordagens, existem outros indicadores económicos que vale a pena considerar na avaliação da performance económica do carbono no solo. Por exemplo, a teoria do 'Produto Bruto do Ecossistema' (GEP) pode ser usada para estimar o valor total de vários produtos finais e serviços fornecidos pelos ecossistemas (Geng & Liang, 2021) que, no caso do montado em Espanha e Portugal, podem valer 146-176 € ha⁻¹ y⁻¹, especialmente através da protecção do solo (Santos et al., 2022). Factores como a distância ao mercado, tipologia da exploração e características locais podem servir como medições *proxy* da fertilidade do solo em pequenas explorações (Balume Kayani et al., 2021).

A relação entre rendimento, aspectos sociais e económicos das explorações e características ambientais em terras agrícolas e florestais demonstram a complexidade do estudo deste tipo de sistemas, enfatizando a importância de uma abordagem holística para compreender a relação próxima. Estudos recentes sublinham como as normas sociais e preferências pessoais influenciam o valor atribuído pelas pessoas às funções do solo (Franceschinis et al., 2022), bem como a ligação entre as condições específicas da exploração e as decisões de gestão do carbono no solo (Moran-Rodas et al., 2022). Por fim, e focando no conceito de agricultura regenerativa, outro estudo disputa as formas convencionais de compreender a agricultura através de práticas de conhecimento centradas no solo e no carbono. Através de um estudo etnográfico em explorações na Finlândia, Noruega e Itália, examinaram a relação entre agricultores e a paisagem, demonstrando que se relacionam através de dinâmicas complexas de controlo e cuidado (Kallio & LaFleur, 2023).

I.2. Como o abandono redefine a dinâmica do solo, dos ecossistemas e da paisagem

Desde meados do século XX, o abandono é uma das principais trajetórias de mudança de uso do solo na Europa Mediterrânea. Os factores que o desencadeiam são complexos: factores políticos, como o *set aside* promovido pela PAC nos primeiros da integração portuguesa no mercado-comum; ambientais, como a redução da já baixa produtividade de algumas áreas de solos pobres cada vez mais afectadas pela desertificação e mudança climática; socioeconómicos, como a quebra de rendimentos e o êxodo rural em busca de outras oportunidades nas áreas urbanas do litoral, ou a estrutura e dimensão da propriedade e dificuldade em obter economias de escala que compitam com os novos modos de produção agrícola. As causas do abandono da actividade da terra podem-se dividir em dois grupos: as causas globais – ou externas – que desencadeiam o processo, como mudanças na conjuntura económica ou política; e as causas locais – ou internas – que condicionam o local, área e extensão desse abandono (Lasanta et al., 2021). As terras abandonadas representam oportunidades únicas de estudar o comportamento dos ecossistemas depois de um gradiente de degradação em quatro eixos temáticos principais: os processos erosivos e hidrológicos nas vertentes, o sequestro de carbono no solo, a sucessão secundária e o aumento do risco de incêndio.

I.2.1. Factores do abandono: ambiente, uso do solo e dinâmicas rurais

O abandono da terra é um fenómeno muito bem identificado no espaço e no tempo: afecta sobretudo áreas com desafios de produtividade e rendimento, que são atingidas por mudanças demográficas intensas causadas pela transformação socioeconómica da Europa ocidental desde meados do século XX. Em regiões montanhosas, como os Pirenéus ou os Alpes, a agricultura e a pastorícia tornaram-se progressivamente pouco viáveis: terrenos declivosos e parcelas pequenas não conseguem competir com a escala e produtividade do modelo químico-mecânico que beneficia de grandes propriedades em campo aberto (Kerckhof et al., 2016; Vadillo et al., 1990). Nas paisagens dominadas por socalcos, como algumas regiões costeiras da Itália ou Grécia, o abandono pode coincidir com o crescimento do turismo, resultando em transformações mais complexas da estrutura social e económica dos territórios (Heider et al., 2021; Petanidou et al., 2008; Sluis et al., 2014). O abandono representa um passo em frente na substituição da paisagem de mosaicos estruturalmente

complexos e funcionalmente diversos para sistemas mais simplificados, num processo de homogeneização das regiões rurais (Sancho-Reinoso, 2013; Zambon et al., 2018).

Os factores internos do abando desencadeiam a mudança, enquadrando-a num processo mais global de dinâmicas que o possibilitam, e dividem-se em dois grupos principais: os factores biofísicos, como a morfologia do terreno, o solo, ou o clima; e os factores socioeconómicos, como o baixo rendimento, envelhecimento da população e êxodo rural, questões relacionadas com a posse da terra, efeitos de políticas e subsídios, e disparidades regionais.

Biofísicos

Nas áreas montanhosas, os declives acentuados criam condições para processos erosivos mais acentuados que limitam a pedogénese e resultam em solos mais pobres. Nestas áreas, ou a produtividade base é mais baixa, criando limites ao rendimento, ou as técnicas de modelação de terreno, como os socacos, criam actividades mais intensas em mão-de-obra e não mecanizáveis, criando limites à competição com formas de produção mais industriais (Peña-Angulo et al., 2019; Serra et al., 2008; Sluiter & Jong, 2007; Vadillo et al., 1990; Zaragozí et al., 2013). A altitude também tem algum efeito, ao representar condições climáticas mais adversas, limitando a adequabilidade das culturas e aumentando a probabilidade de abandono (Bajocco et al., 2016). Estes factores são principalmente relevantes nas trajectórias de abandono em Espanha, Itália e Grécia, ao terem vastas regiões que associam terrenos declivosos e padrões de erosão e degradação do solo (Kosmas et al., 2015).

A qualidade do solo, determinada pela associação entre a litologia, o clima e o tempo, e moldada pelos padrões de uso e ocupação do solo é também um importante factor do abandono: solos com reduzida fertilidade produzem menos e tornam-se economicamente pouco viáveis (Gambella et al., 2021). Os solos pouco profundos, comuns nas áreas de montanha do Mediterrâneo, são facilmente erodíveis e criam condições agrícolas insustentáveis do ponto de vista ambiental e económico (Kosmas et al., 2015). Os solos pobres representam uma maior susceptibilidade à desertificação, especialmente em regiões semiáridas. Geralmente associados a terrenos inclinados, este tipo de solos tem um reduzido teor de matéria orgânica e elevada densidade aparente tornando-os susceptíveis ao abandono (Salvati, Kosmas, et al., 2015). Este factor é intensificado em áreas de difícil acesso ou longe dos centros urbanos ou redes de abastecimento principais (Alaoui & Novo, 2005).

Quando abandonados, este tipo de ecossistemas mais fragilizados podem sofrer uma deterioração agravada, reforçando os ciclos de degradação do solo (Lizaga Villuendas, 2020).

Para além da morfologia e do solo, o clima acaba por ser o factor determinante na intensidade dos factores internos ao abandono. Num cenário de mudança climática, o aumento da frequência e duração das secas e aumento da temperatura coloca desafios à produção agrícola relacionados com a imprevisibilidade das culturas e do rendimento, o que pode desencorajar a manutenção de sistemas de sequeiro (Kiziridis et al., 2022). Nestas situações, a disponibilidade hídrica surge como o factor principal para a manutenção da actividade agrícola, ou seja, as áreas nestas condições que não tenham acesso a barragens ou águas subterrâneas acabam por estar mais susceptíveis a serem abandonadas (Nainggolan et al., 2012; Quintas-Soriano et al., 2022). A par da redução dos totais de precipitação, a variabilidade climática cria sequências de anos ora secos ora húmidos, que representa rendimentos agrícolas imprevisíveis e reduz a viabilidade económica das culturas temporárias. A sequência de situações de stress hídrico intercaladas com eventos pluviométricos intensos exacerbam os processos erosivos e a degradação do solo, motivando o abandono da actividade agrícola (Peñuelas & Sardans, 2021; Perpiña Castillo et al., 2020).

Em suma, o abandono é predominante nas áreas declivosas, montanhosas e elevadas onde a actividade agrícola é dificultada pelas condições naturais de fertilidade e de capacidade de trabalhar a terra. Solos pobres, pouco férteis e susceptíveis à erosão contribuem para o abandono, especialmente nas áreas semiáridas do Mediterrâneo. O aumento da frequência e duração das secas, o stress hídrico e a variabilidade climática tornam a agricultura uma actividade economicamente pouco viável, acelerando as tendências de abandono no sul da Europa.

Socioeconómicos

Os factores socioeconómicos do abandono surgem sobretudo relacionados com a produtividade agrícola, limitada pelos factores biofísicos apresentados anteriormente. A baixa produtividade de algumas áreas do Mediterrâneo cria condições de escassez de produto que fazem aumentar o preço unitário, exacerbado pelos elevados custos operacionais com fertilização, mão-de-obra e maquinaria, tornando inviável a competição com as regiões mais produtivas no mercado europeu (Lecegui et al., 2024; Rey Benayas et al., 2007; Salvia et al.,

2025). As políticas públicas e subsídios podiam ter um papel importante na correcção destas disparidades competitivas neste mercado, mas a sua eficácia é limitada (Šumrada et al., 2024).

O despovoamento e envelhecimento da população são simultaneamente causa e consequência do abandono. A população mais jovem migra para as áreas urbanas em busca de melhores rendimentos, quando a produtividade do solo ou a conjuntura económica das regiões rurais não acompanha a evolução das condições de vida (Lasanta et al., 2021; Romero-Calcerrada & Perry, 2004; Sluiter & Jong, 2007; Vadillo et al., 1990). Isto cria um problema de renovação de gerações na agricultura, criando situações de agregação de propriedade quando a agricultura é produtiva e viável (por exemplo, se houver infra-estruturas de regadio), ou de abandono, quando isso não acontece (Kerckhof et al., 2016; Quintas-Soriano et al., 2022). À medida que as taxas de natalidade e a população rural diminui, as paisagens agrícolas tradicionais, muito dependentes em mão-de-obra, deixam de ser sustentáveis e são substituídas ora por outros modos de produção, ora por cenários de abandono (Salvia et al., 2025; Šumrada et al., 2024).

Associadas a estas transformações demográficas, surgem desafios relacionados com a propriedade da terra e o seu acesso e utilização (Lecegui et al., 2024). Por um lado, áreas de solos pobres tendem a criar paisagens muito fragmentadas, com emparcelamentos muito reduzidos herdados dos sistemas de subsistência que dificultam a agregação em unidades economicamente viáveis. Por outro lado, o êxodo rural e o envelhecimento criam situações complexas heranças de terrenos, com divisões complicadas de resolver, e ou existe algum potencial de rendimento associado e as parcelas são compradas aos herdeiros, ou as parcelas são deixadas ao abandono (Van Doorn & Bakker, 2007). Para além disso, existem situações em que parcelas que tinham uma reduzida dimensão original acabam por ser adquiridas por vizinhos que, pouco a pouco, vão aumentando a dimensão da propriedade em busca de alguma escala.

As opções políticas têm o potencial de corrigir estas disparidades de mercado e atenuar ou reverter tendências de despovoamento e externalidades negativas do abandono da terra. No entanto, as últimas décadas de política agrária europeia têm favorecido produções de grande escala, em busca de um mercado de preços baixos para competir com outros actores internacionais (Feio, 1998). Assim, os subsídios podem ter dificuldade em atingir a agricultura de menor dimensão – não necessariamente de subsistência – causando o

declínio das estruturas agrárias menos produtivas, falhando na manutenção de solos agrícolas de elevado valor natural (Beilin et al., 2014; Šumrada et al., 2024).

Metodologias para identificar factores de abandono

Os métodos para estudar a localização, extensão e factores do abandono ao longo do tempo resumem-se em três tipos: 1) detecção remota e sistemas de informação geográfica, geralmente recorrendo ao mapeamento do uso do solo em diferentes períodos e identificando trajectórias de mudanças no uso do solo (Sancho-Reinoso, 2013; Vadillo et al., 1990); 2) caracterização socioeconómica e entrevistas, para analisar as motivações, percepções e crenças das comunidades locais sobre transições de uso do solo como o abandono, a intensificação ou a urbanização (Petanidou et al., 2008); 3) modelos matemáticos que integram dados biofísicos e socioeconómicos para mapear a probabilidade de abandono da terra (Weissteiner et al., 2011).

As abordagens de detecção remota e SIG permitem criar linhas temporais para estudar a localização e evolução do abandono da terra. Através de fotografias aéreas antigas e imagens de satélite mais recentes, é possível mapear uso e ocupação do solo de forma a estimar as áreas abandonadas desde meados dos século XX (Sluiter & Jong, 2007, 2008). Séries de índices de vegetação podem ser utilizados para analisar padrões interanuais nos índices de vegetação que permitem distinguir entre culturas temporárias, pastagens e sucessão secundária pós-abandono. Relacionando estas transições com variáveis explicativas como a litologia, o solo, a morfologia do terreno e o clima, é possível identificar quais os factores que determinam a probabilidade de um terreno ser ou não abandonado (Weissteiner et al., 2011).

Através do recurso a métodos qualitativos torna-se possível determinar de uma forma mais aprofundada quais as percepções e motivações por detrás das trajectórias de abandono rural. Entrevistas a agricultores permitiram concluir que, apesar da grande valorização da paisagem de socalcos, muitos consideram o abandono inevitável devido à redução do rendimento agrícola e à falta de sucessão de gerações de agricultores, vendo o futuro de forma pessimista (Kizos et al., 2010). Ao comparar os resultados de entrevistas entre agricultores e turistas, foi demonstrado o desajuste entre as paisagens criadas pelo abandono e as preferências dos turistas, que favorecem paisagens cultivadas e elementos de tradicionalidade enquanto realizam actividades baseadas na natureza (Zagaria et al., 2018). Através da integração de entrevistas semiestruturadas com variáveis biofísicas, métricas da

paisagem e cartografia de uso e ocupação do solo, é possível perceber de que forma o abandono de práticas agrícolas moldaram a os ecossistemas e a paisagem (Otero et al., 2015).

A modelação espacial permite interpretar tendências recentes, relacioná-las com variáveis explicativas e produzir modelos preditivos de tendências espaciais de abandono. Modelos estocásticos de mudança de uso do solo, como cadeias de Markov, podem ser utilizados para mapear mudanças de uso do solo, permitindo identificar áreas de abandono (Gemitzi, 2021). Modelos estatísticos e de regressão podem ser utilizadas para calcular a probabilidade de abandono através de análise espacial relacionando factores ambientais e socioeconómicos (Serra et al., 2008). Algoritmos de *machine learning* e redes neurais podem ser aplicados a dados de detecção remota e observações de campo ou variáveis explicativas para treinar modelos que detectam e identificam transições de abandono (Kiziridis et al., 2022; Nainggolan et al., 2012; Volpi et al., 2023). Na interface entre a análise qualitativa e os modelos matemáticos, a modelação baseada em agentes (*agent-based modelling*) permite analisar e prever o abandono agrícola com uma maior complexidade e integrando fontes de informação e tipos de dados que geralmente são analisados separadamente (Acosta et al., 2014; Estacio et al., 2024; Zagaria et al., 2018).

1.2.2. Efeitos nos processos de solo: erosão e sequestro de carbono

A cessação da actividade agrícola desencadeia um conjunto de processos ao nível do solo, determinados pela litologia, relevo, vegetação e ponto de partida prévio ao abandono. Este processo leva a transições de paisagens artificializadas para áreas mais naturais, influenciando os processos de erosão, sequestro de carbono e fertilidade do solo (Arnaez et al., 2011; García-Ruiz & Lana-Renault, 2011). As espécies que se desenvolvem na sucessão ecológica influenciam a pedogénese e a melhoria das propriedades solo em função do fornecimento de matéria orgânica e a sua interacção com o clima e o tempo. A evolução da relação entre as espécies que surgem após o abandono e as propriedades do solo são determinadas pelo ponto de partida – a situação de uso ou gestão do solo prévia à mudança – o clima e a litologia – que determinam o tipo de espécies que se podem desenvolver, a sua taxa de crescimento e, portanto, o fornecimento de matéria orgânica – e as práticas de gestão e perturbações que se verifiquem depois do abandono – que podem limitar ou reverter este processo de recuperação do ecossistema.

Durante a fase inicial da sucessão vegetal, é comum que estes terrenos passem a ser utilizados como pasto espontâneo, o que representa um factor controlador ou limitante ao crescimento da vegetação e acumulação de carbono no solo. A partir de uma determinada intensidade de pastoreio, a sucessão é interrompida, reduz-se o coberto vegetal, diminui a disponibilidade de sementes (mas aumenta a sua capacidade de dispersão) e aumenta a compactação do solo, potencialmente criando um retrocesso na recuperação por aumento dos processos erosivos e diminuição da capacidade de crescimento das plantas. Quando o terreno é abandonado e deixado sem intervenção, o crescimento é imediato, o solo fica rapidamente coberto por herbáceas e arbustivas e a transição para matos acontece nos primeiros anos após a cessação da actividade humana. No entanto, esta capacidade pode estar limitada por factores como o clima, tipo de solo, topografia ou gradiente de degradação prévio.

Resposta erosiva e hidrológica das vertentes

Após o abandono, a recuperação natural da vegetação ajuda a proteger o solo da erosão hídrica e eólica. O aumento do coberto vegetal reduz a escorrência e melhora a estrutura do solo, reduzindo as taxas de erosão ao longo do tempo. No entanto, é possível que se verifique um aumento na erosão e escorrência superficial nas vertentes nos primeiros anos, devido à falta de coberto vegetal que estabilize de imediato estes processos (Cerdà et al., 2018). Este fenómeno é influenciado pelo uso e gestão do solo prévia que determinam a disponibilidade de sedimentos e existência de barreiras à escorrência superficial: nas culturas temporárias, a mobilização frequente resulta em maiores taxas de erosão nas vertentes e deposição nos fundos de vale, enquanto nas pastagens a vegetação herbácea reduz a erodibilidade na vertente, concentrando o fluxo nos fundos de vale criando incisão (Roxo et al., 2023). Um estudo registou resultados contrastantes em culturas permanentes: após a cessação da actividade agrícola, os olivais e pomares de laranja verificaram uma redução rápida das taxas de erosão, enquanto a vinha e o amendoal registaram aumentos na escorrência superficial (Rodrigo-Comino et al., 2018).

O declive é um dos principais factores que determina as taxas de erosão para um tipo de uso ou gestão do solo. Na transição após o abandono da actividade agrícola, a recuperação da vegetação com a sucessão secundária coloniza as vertentes reduzindo a erodibilidade e as taxas de erosão. No entanto, quando o declive é muito acentuado ($> 40\%$), as taxas de erosão

mantém-se elevadas (Koulouri & Giourga, 2007). Nos socacos abandonados, a escorrência superficial permanece importante, apesar do aumento da vegetação arbórea e arbustiva e redução das taxas de erosão (Arnaez et al., 2011). No entanto, o clima e a qualidade do solo também têm um papel muito importante: em solos muito pobres de ambientes semiáridos, a recuperação da vegetação pode estar restringida de tal forma que, mesmo num cenário de abandono mais prolongado, não é suficiente para reduzir a erosão e garantir a infiltração de água (Romero-Díaz et al., 2017).

A trajetória de transição no sentido do crescimento da vegetação com a sucessão secundária cria uma camada vegetal protectora que reduz os processos erosivos. Na transição entre culturas temporárias e mato Mediterrâneo (*Cistus ladanifer*), as taxas de erosão reduzem drasticamente independentemente da magnitude do evento (Roxo & Calvo-Cases, 2019), demonstrando a maior importância da litologia e declive sobre estes processos (Koulouri & Giourga, 2007). À medida que a sucessão ecológica vai criando condições para o crescimento de arbustos e árvores, as taxas de erosão continuam a diminuir até atingirem valores muito reduzidos, na proporção inversa da densidade arbórea (Arnaez et al., 2011; Barrena-González et al., 2020; Llorens et al., 1997; Nunes et al., 2010; Romero-Díaz et al., 2017). Na sequência de um incêndio florestal, um estudo comparou a resposta erosiva a hidrológica de diferentes idades de abandono (8 a 15 anos) e floresta antiga (> 35 anos), concluindo que quanto maior a idade do abandono, maior a influência do fogo nas taxas de escorrência superficial e de erosão (Llovet et al., 2009).

No entanto, a relação entre abandono, recuperação da vegetação e escorrência superficial em áreas de montanha levanta questões relacionadas com a disponibilidade hídrica nos cursos de água a jusante: o aumento das taxas de infiltração, evapotranspiração e capacidade de retenção de água no solo comprometem a recarga das linhas de água, criando um problema de abastecimento de água em cenários de redução da precipitação anual (Khorchani et al., 2022; Otero et al., 2011). Ao reduzir a escorrência superficial, acumulação de vegetação ao longo das bacias diminui a frequência das cheias e atrasa o pico de fluxo, no entanto, aumenta a sua duração, especialmente em eventos mais extremos; para além disso, o efeito na recarga dos aquíferos é limitado, uma vez que o abandono aumenta também a capacidade de retenção de água pelo aumento da matéria orgânica (Nadal-Romero, Llena, et al., 2023).

Os efeitos do abandono na resposta erosiva e hidrológica nas vertentes dividem-se entre os de curto prazo, com potenciais aumentos de erosão e escorrência devido à falta de coberto vegetal, sucedidos por crescimento de vegetação que aumenta as taxas de infiltração e redução da erosão a longo prazo. Uma revisão sistemática de literatura concluiu que o abandono tende a reduzir a erosão ao longo tempo, mas sugere que as áreas de mosaico (áreas abertas associadas a florestas e outro tipo de culturas) têm efeitos mais benéficos na promoção da biodiversidade e redução do risco de incêndio, sendo necessário gerir esse compromisso (García-Ruiz & Lana-Renault, 2011). Algumas medidas de gestão baseadas na natureza podem ajudar a mitigar alguns dos efeitos negativos nos primeiros anos, críticos para a capacidade de recuperação do solo.

Matéria orgânica e sequestro de carbono

Ao desencadear um processo de sucessão secundária da vegetação, o abandono da actividade agrícola cria condições para recuperar as propriedades físicas e químicas do solo. Esta sucessão tende a desenvolver-se no sentido de espécies com capacidades de produção primária cada vez superiores, à medida que as características do solo também vão melhorando, como por exemplo o aumento da matéria orgânica e capacidade de retenção de água e a redução da densidade aparente. Como as plantas que vão surgindo não são removidas pela mão humana (como as culturas temporárias) ou pelo gado (como as forragens), os seus resíduos, como folhas, frutos, ou exsudatos radiculares vão se acumulando no solo sob a forma de matéria orgânica, cujo principal elemento constituinte é o carbono⁷.

Uma análise a 113 estudos de cronosequência em Espanha (Bell et al., 2021) encontrou uma taxa média de sequestro de carbono no solo de 2.3% ao ano após culturas temporárias e 4% ao ano após culturas permanentes lenhosas. Isto pode indicar que as taxas de sequestro de carbono no solo começam lentas nas primeiras fases da sucessão ecológica e aceleram nas fases intermédias de estratificação quando o volume de biomassa e a produtividade primária aumenta (arbustos, pequenas árvores, entre os 30-50 anos), para eventualmente depois estabilizarem nas fases de vegetação mais madura, atingindo um ponto de saturação de carbono no solo. As taxas de sequestro de carbono em sucessões secundárias têm intervalos óptimos de temperatura média e precipitação média anual entre os 13-17 °C e

⁷ Uma descrição completa do processo de sequestro de carbono no solo pode ser encontrada em Cerqueira (2021), capítulo 2.2.2.

os 450 e 900 mm, respectivamente, e podem permitir aos ecossistemas degradados capturar e armazenar mais carbono no solo do que sucessões primárias, evidenciando a capacidade de resiliência dos ecossistemas. Neste estudo, as culturas temporárias tinham um teor de carbono no solo inicial superior, mas uma menor capacidade de sequestro a longo prazo, enquanto nas culturas permanentes lenhosas se verificou o contrário, sugerindo que, para maximizar o sequestro de carbono, a abordagem mais viável após a cessação de culturas temporárias é a reflorestação, enquanto nas culturas permanentes lenhosas o abandono espontâneo é uma boa opção (Bell et al., 2021).

Outro estudo identificou volumes de sequestro de carbono médios de 9.03 t C ha^{-1} (5.4 a 26.7 t C ha^{-1}) variáveis em função do clima (Novara et al., 2017), relacionando-as com os serviços de ecossistema de regulação climática e com a mitigação das emissões do sector da agricultura na Sicília. As áreas mais secas tendem a apresentar taxas de sequestro de carbono mais reduzidas, devido ao tipo de vegetação associada a este tipo de ambientes, apesar de as taxas de mineralização do carbono poderem representar uma maior estabilidade desse armazenamento a longo prazo (Gabarrón-Galeote et al., 2015). Para além do clima, existe ainda uma relação interessante entre o estado da sucessão ecológica e a qualidade do solo, com os solos mais incipientes a manterem registos de degradação e erosão mesmo após a cessação da degradação humana (Robledano-Aymerich et al., 2014). Quanto mais tempo passa desde o abandono, maior o estado de desenvolvimento na sucessão ecológica progressiva, que se traduz em maiores volumes de carbono acumulados no solo (Nadal-Romero et al., 2016a, 2016b; Nunes, 2019).

À medida que muda o tipo de espécies vegetais, a distribuição do carbono ao longo do perfil do solo também sofre mudanças: na fase das herbáceas/forragens, existe um menor teor de carbono nos horizontes superficiais, mas uma quantidade crescente em profundidade, enquanto nas florestas mais antigas, a acumulação de carbono acontece sobretudo nos horizontes superficiais. Isto resulta num cenário em que o volume total de carbono no solo é maximizado em florestas jovens – que ainda conservam algum do carbono em profundidade quando já têm o maior fornecimento de carbono à superfície (Campo et al., 2019; Lasanta et al., 2020). Para além da acumulação de carbono em função do ponto de partida e do tempo, os processos à escala da vertente têm também um papel importante nas dinâmicas de carbono. Por um lado, os sedimentos transportados pela erosão permitem armazenamento

de carbono a longo prazo nas áreas de deposição (Boix-Fayos et al., 2009). No entanto, parte do carbono transportado fica exposto a processos de oxidação que representam uma emissão de parte desse carbono para a atmosfera sob a forma de CO₂ (Novara, Keesstra, et al., 2016).

As propriedades físicas, químicas e nutricionais do solo são essenciais para ajudar a conservar o carbono no solo. Uma boa estabilidade de agregados protege o solo de alguns processos de degradação, conservando o carbono orgânico durante mais tempo (Emran et al., 2012). A transição de culturas permanentes ou pastagens para sucessão secundária tende a promover sistemas dominados por fungos, em detrimento de sistemas mais dominados por bactérias. A decomposição da matéria orgânica por fungos, que decompõem sobretudo matéria orgânica mais complexa como celuloses e lignina, é mais lenta e eficiente do que nos sistemas dominados por bactérias, que decompõem matéria orgânica mais simples como açúcares e proteínas. Isto resulta que nos ecossistemas dominados por fungos domina a fixação e mineralização do carbono no solo, enquanto nos ecossistemas mais ricos, dominados por bactérias, existe uma maior proporção de emissões de carbono⁸ (Lopez-Sangil et al., 2011). Para além disso, alguns estudos demonstraram que as taxas de perda de carbono nas trocas radiculares entre as plantas e o solo são menores em terrenos abandonados do que em pastagens, no entanto essa diferença perde importância em ambientes mais quentes (Casals et al., 2010).

Os factores que influenciam a capacidade de sequestro de carbono após o abandono são o historial de uso, o tipo, e as práticas de gestão do solo. As terras agrícolas altamente degradadas – como os solos de xisto da Serra de Serpa e Mértola depois da Campanha do Trigo – tendem a ter teores de carbono reduzidos, cuja recuperação depende da capacidade de recuperação da vegetação, limitada também pelo clima. Por sua vez, áreas previamente ocupadas por pastagens ou florestas e matos já contêm teores de carbono mais elevados, portanto, estão mais perto do ponto de saturação de carbono no solo e observam-se taxas de sequestro de carbono mais lentas. Os solos da região do Mediterrâneo são na sua generalidade pobres em matéria orgânica, tornando o carbono no solo um factor importante para o funcionamento dos ecossistemas. As áreas abandonadas podem ser geridas de forma activa, através de actividades de reflorestação de terras agrícolas ou introdução de modelos

⁸ Este fenómeno determina que em ambientes dominados por fungos, a respiração heterotrófica é menor, resultando numa maior produtividade líquida do ecossistema (Cerqueira, 2021, capítulo 2.2.2.).

integrados, que têm um potencial significativo no aumento do sequestro de carbono. A gestão passiva pressupõe o abandono da terra sem nenhuma intervenção, permitindo uma recuperação espontânea do ecossistema e da sucessão secundária, mas com riscos mais elevados de erosão e incêndio, emitindo carbono para atmosfera, ou proliferação de espécies invasoras lenhosas, comprometendo a biodiversidade.

Metodologias para identificar efeitos nos processos do solo

A abordagem metodológica mais comum para estudar os processos erosivos após o abandono da actividade agrícola é o recurso a talhões experimentais e simuladores de chuva (Cerdà et al., 2018; Nadal-Romero et al., 2011). Outros utilizam a presença e concentração de ^{137}Cs (Césio 137) ao longo de uma bacia para modelar a origem e deposição de sedimentos (Khorchani et al., 2023; Lizaga et al., 2018), ou ainda a presença de ^{13}C (Carbono 13) para avaliar o transporte de sedimentos e perdas de carbono ao longo das vertentes (Novara, Keesstra, et al., 2016). Abordagens participativas também permitem relacionar os factores de degradação do solo com as percepções dos agricultores para identificar potenciais frentes de acção para a adopção de medidas de conservação do solo (Boix-Fayos et al., 2006). Faltam estudos empíricos experimentais que acompanhem a evolução da resposta erosiva e hidrológica das vertentes a longo prazo após o abandono.

Para os estudos sobre sequestro de carbono, a principal abordagem metodológica é a cronossequência. Este tipo de estudos foca-se numa área de estudo – por exemplo, uma serra ou uma região – e procura identificar diferentes fases de evolução após o abandono e respectivos controlos de actividade agrícola e floresta climática dentro de condições edafoclimáticas e morfológicas semelhantes (Cortijos-López, Sánchez-Navarrete, de la Parra-Muñoz, et al., 2024; Nadal-Romero et al., 2016a; Nadal-Romero, Khorchani, et al., 2023; Romero-Díaz et al., 2017). Uma variação deste método é o dos talhões em pares, onde uma parcela de terreno gerida com uso agrícola ou pastagem é comparada com outra ao lado abandonada em sucessão secundária (Poeplau et al., 2011). A determinação do teor de carbono é feita directamente através de amostras de solo em diferentes sectores da vertente e a diferentes profundidades, seguidos de análises em laboratório.

Soluções baseadas em detecção remota e sistemas de informação geográfica permitem analisar variações de índices de vegetação ao longo do tempo como *proxy* para a modelação de stocks de carbono no solo (Carvalhais et al., 2010). Alguns modelos também

permitem estimar *stocks* de carbono a longo prazo após trajectórias de mudança de uso do solo: um estudo utilizou o modelo *RothC*⁹ para modelar o teor de carbono em sistemas agro-silvo-pastoris na Sardenha, incluindo cenários de abandono (Francaviglia et al., 2012); outro estudo integrou modelos SRES (*Special Report on Emissions Scenarios*) para estudar mudanças no sequestro de carbono resultantes de mudanças de uso do solo, incluindo o abandono, para quatro cenários entre 2000 e 2030 (Schulp et al., 2008).

1.2.3. Efeitos na biodiversidade e dinâmicas dos habitats

Os efeitos na biodiversidade e dinâmicas dos habitats surgem intimamente ligados aos processos de solo desencadeados pelo abandono da terra. Antes da utilização humana, os ecossistemas existem na sua forma espontânea em diferentes fases da sucessão ecológica, em função das condições edafoclimáticas dos locais. Nas áreas de solos mais incipientes, as espécies pioneiras anuais começam por colonizar as vertentes depois da acção de musgos e líquenes sobre a rocha-mãe, aumentando o fornecimento de matéria orgânica e ajudando a criar o solo cada vez mais complexo e estratificado, a um ritmo determinado pela litologia e clima. Com o tempo, as pioneiras (herbáceas anuais) vão sendo substituídas por associações de plantas com relações mais complexas entre si, como as herbáceas perenes. Num estado intermédio, surgem os arbustos e algumas espécies intolerantes à sombra, que ajudam nas primeiras fases do desenvolvimento vertical da vegetação. Por fim, na fase mais avançada desta sucessão primária, plantas que toleram a sombra passam a fazer parte desta associação mais densa e complexa de vegetação em todos os estratos, criando a floresta clímax esclerofila (por exemplo bosques de quercíneas), com associações de espécies únicas em função da litologia, solo, geomorfologia e clima.

Quando existe uma mudança de uso do solo, por exemplo para a produção agrícola, o processo de limpeza do bosque espontâneo induz uma degradação da vegetação. Essa degradação tem diferentes graus de intensidade, em função de quanta vegetação foi removida e de que forma foi afectado o banco de sementes. No caso da agricultura, a degradação tende a ser maior, com efeitos não só na vegetação, mas também no solo. Assim, quando cessa a actividade agrícola e são introduzidas outras espécies, como as forrageiras, a sucessão ecológica que se segue é a secundária possível com base nas características

⁹ [Rothamsted Carbon Model \(RothC\): Understanding Soil Carbon Dynamics](#)

edafoclimáticas e morfológicas desta área. Quanto maior o gradiente de degradação, maior o retrocesso. Alguns estudos associam esta sucessão a um aumento na riqueza e abundância de espécies de plantas e animais (Plieninger et al., 2014), enquanto outros identificam o contrário (Sedlar et al., 2018). Este leque de impactos do abandono na biodiversidade e dinâmicas dos habitats demonstram a complexidade destes processos e a necessidade de estudos específicos.

Trajectórias de sucessão e legados de uso do solo

Vários estudos têm-se focado no tipo de sucessão criada após o abandono de áreas agrícolas, demonstrando que primeiro são colonizadas por matos e mais tarde por espécies arbóreas, como *Pinus spp.* ou *Quercus spp.* (Abadie et al., 2021; Chauchard et al., 2007; Malavasi et al., 2018; Mouillot et al., 2005). A velocidade da sucessão varia em função do declive, litologia, historial de uso e tempo (Buisson & Dutoit, 2004): por exemplo, nos Alpes do Sul, em França, foi demonstrado que em áreas de pastagem, a colonização por espécies arbóreas (*Pinus sylvestris*) é relativamente rápida, sugerindo que este histórico de uso induz um retrocesso menos intenso (Chauchard et al., 2007); outro estudo, associou o surgimento de terófitos às culturas temporárias e os caméfitos¹⁰ às pastagens, bem como a predominância de espécies tolerantes à sombra nas florestas mais antigas enquanto predominam anuais e heliófitas nas florestas recentes (Abadie et al., 2021); a sucessão secundária com matos extensos pode levar à homogeneização da paisagem, reduzindo a heterogeneidade e limitando a existência de habitats abertos (Chontos & Tsiripidis, 2023; Otero et al., 2015). Os diferentes pontos de partida de abandono a partir da paisagem em retalhos podem levar à formação de mosaicos de intercalação entre pinhais e carvalhais como novos ecossistemas criados pela sucessão secundária (Sheffer, 2012).

Em alguns casos, a gestão pós abandono limita o progresso na sucessão ecológica: a queima controlada, o corte dos matos, muitas vezes com o intuito de limitar o aumento do risco de incêndio, impedem a evolução no sentido do estabelecimento de floresta (Bonanomi et al., 2022; Nadal-Romero et al., 2018). Nas terras pouco pastoreadas, o abandono facilita o

¹⁰ Segundo o sistema de Raunkiaer de classificação dos tipos biológicos das plantas. Este sistema classifica as plantas em Fanerófitos (que projectam os caules para o ar, como árvores), Caméfitos (lenhosas de pequeno porte, como arbustos), Hemicriptófitos (herbáceas que perdem biomassa na estação desfavorável), Criptófitos (plantas cujo renovo se situa abaixo do solo), Terófitos (plantas anuais que perdem toda a biomassa na estação desfavorável, sendo a continuidade garantida pelas sementes) (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1967).

estabelecimento relativamente rápido dos matos, enquanto o sobrepastoreio tende a criar áreas de vegetação aberta de recuperação mais lenta (Tzanopoulos et al., 2007). Nos substratos litológicos mais pobres, o avanço florestal pode ser muito lento ou mesmo inviável, mantendo-se a vegetação no estrato arbustivo, com matos pouco desenvolvidos intercalados com áreas abertas (Romero-Díaz et al., 2017).

Nas pastagens abandonadas, espécies nitrófilas e sub-nitrófilas expandem-se com alguma facilidade, aproveitando o fornecimento de azoto durante os anos de pastoreio, alterando a composição das espécies (Biondi et al., 2016) ao reduzir a diversidade florística, favorecendo espécies altas e perenes, como gramíneas robustas, em detrimento de espécies rasteiras e anuais (Bricca et al., 2021; Peco et al., 2012). A fertilização com estrume de gado pode ajudar a reintroduzir sementes nativas, e a presença destas gramíneas pode ser limitada através da prescrição de corte ou queimada periódica (Bonanomi et al., 2013, 2022; Traba et al., 2003). Nas áreas já abandonadas, o pastoreio extensivo ajuda a manter e aumentar a fertilidade do solo, conservar algumas espécies e evitar a colonização excessiva por arbustos, (Carmona, 2014; Farris et al., 2010; Serrano et al., 2024). A diversidade funcional¹¹ tende a diminuir com o abandono, com os ecossistemas a responder mais no sentido de aumento da produtividade na ausência do pastoreio. Nos ambientes mais secos, a alteração funcional já ocorreria para combater o stress hídrico, portanto é pouco afectada pelo abandono (Tardella & Catorci, 2015).

Os dois principais tipos de bosques no Mediterrâneo são os de pinheiros (i.e., *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*) ou de carvalhos (i.e., *Quercus ilex*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea*). No caso dos pinheiros, há um aumento no risco de incêndio se não houver gestão da biomassa (López-Poma et al., 2014). A recuperação de carvalhos por sua vez tende a formar bosques mistos com maior diversidade estrutural em função da gestão prévia (Pérez-Luque et al., 2021), enquanto o sombreamento e a competição por água podem atrasar ou dificultar a instalação de outras espécies herbáceas no sub-bosque (Benayas et al., 2003, 2005).

As metodologias de análise das trajectórias de sucessão com base em diferentes historiais de uso e ocupação do solo variam desde modelos estocásticos (i.e., Cadeias de

¹¹ A diversidade funcional das plantas é a variedade de características numa comunidade vegetal que influenciam o funcionamento do ecossistema, a utilização dos recursos e a adaptabilidade.

Markov) para prever taxas de sucessão e relacionando-as com diferentes factores abióticos (Pueyo & Beguería, 2007). Outros modelos tentam prever a diversidade de plantas em pastagens de elevado valor natural para diferentes cenários de abandono total ou parcial através de partição aditiva (*additive partitioning*), análise de correspondência (*detrended correspondence analysis (DCA)*) e reamostragem (*monte carlo resampling*) (Lomba et al., 2013). Métodos de regressão e reclassificação (*classification and regression trees (CART)*) foram também utilizados para modelar a sucessão ecológica com base em limiares de degradação (Tzanopoulos et al., 2007).

Comunidades animais

As diferentes trajectórias de sucessão da vegetação, influenciadas pelo gradiente de degradação prévia, condições edafoclimáticas e morfológicas e tipo de gestão pós-abandono, têm um papel importante na constituição da fauna de invertebrados, aves e mamíferos. A maior heterogeneidade de vegetação do abandono das pastagens favorece o estabelecimento de colónias de formigas e aumenta a diversidade de espécies de abelhas, em detrimento da abundância (Azcárate & Peco, 2012; Penado et al., 2022). A manutenção de mosaicos com diferentes fases da sucessão ecológica é fundamental para maximizar a abundância e diversidade de polinizadores.

Com a progressão das florestas, as aves mais adaptadas a estes habitats tornam-se mais abundantes, por vezes em detrimento das aves estepárias, de campo aberto (Herrando et al., 2014, 2016; Sirami et al., 2008). Para além disso, pode verificar-se um aumento na diversidade de espécies de aves na reflorestação activa, mas a sucessão secundária favorece habitats de espécies com interesse de conservação no contexto europeu (Rey-Benayas et al., 2010). No caso de espécies necrófagas, como o abutre-preto, as consequências são contraditórias: aumenta a área de floresta, fundamental para a nidificação, mas reduzem as áreas abertas onde esta espécie se alimenta (García-Barón et al., 2018). Alguns mamíferos selvagens de maior porte beneficiam da proliferação da floresta e podem ter um papel activo na dispersão de sementes, enquanto outros, como os morcegos, podem aproveitar estruturas abandonadas e charcos artificiais para se fixarem, potenciando a sua conservação (Winter et al., 2017).

Microbiota do solo e processos funcionais

Diferentes tipos de uso e ocupação do solo, tipos de solo e clima permitem a fixação e proliferação de diferentes comunidades microbiológicas. As bactérias tendem a dominar nos ecossistemas mais produtivos, com maior teor de matéria orgânica, coberto vegetal e humidade no solo, compostos por substratos orgânicos mais simples de decompor, como os açúcares e as proteínas. Por sua vez, os fungos tendem a proliferar em ecossistemas onde os substratos orgânicos são mais complexos, como as celuloses e as ligninas, mais comuns em ambientes menos férteis. O abandono de sistemas de pastoreio, ricos nos substratos orgânicos mais simples, induz uma ausência da remoção de biomassa pelo gado, aumentando a deposição de substratos orgânicos complexos, que dá espaço para o aumento do crescimento de fungos à superfície, com poucas alterações nas taxas de crescimento de bactérias (Lopez-Sangil et al., 2011). O abandono também pode reduzir a actividade enzimática, alterando as comunidades microbianas, quando comparado com o pastoreio, e resultar em menores taxas de assimilação de azoto, quanto comparado com reflorestação, limitando a fertilidade (Cuesta et al., 2012; Dunjó et al., 2003; Serrano et al., 2024).

Risco de incêndio

O aumento do coberto florestal desencadeado pelos processos de sucessão secundária têm um efeito directo na acumulação de combustível, podendo aumentar o risco de propagação de incêndios florestais, em áreas de maior risco (Mouillot et al., 2005). Um estudo modelou a relação entre combustível e as fases de crescimento da vegetação pós-abandono e concluiu que o risco atinge o pico nas fases intermédias da sucessão secundária (Ursino & Romano, 2014). Outro estudo concluiu que os prados secos ardem com uma severidade inferior e recuperam mais rapidamente, enquanto pinhais e matos ardem com uma severidade superior e recuperaram o seu coberto vegetal a médio-prazo, ambos recolonizados por espécies altamente inflamáveis como os tojos ou as estevas (López-Poma et al., 2014).

1.2.4. Efeitos na estrutura da paisagem e dinâmicas do espaço rural

O abandono da terra na região do Mediterrâneo é um fenómeno complexo desencadeado por décadas de transformações socioeconómicas, culturais e biofísicas no espaço rural. Os sistemas rurais tradicionais, mantidos ao longo de séculos, não conseguem competir com o modelo químico-mecânico e um mercado que procura competir no exterior

com preços cada vez mais baixos. Assim, paisagens compostas por mosaicos complexos de terrenos cultivados, pastagens naturais, florestas, baldios ou socalcos têm sido progressivamente substituídos por manchas de sucessão secundária que, para além dos efeitos na biodiversidade e dinâmicas dos habitats apresentados anteriormente, resultam em mudanças na estrutura da paisagem e dinâmicas do espaço rural. Assim, o abandono traduz-se tanto num risco como numa oportunidade de gestão do território, ao ter um potencial papel na manutenção ou aumento do fornecimento dos serviços de ecossistemas de provisão de matéria e energia, regulação climática e do ciclo hidrológico, suporte à biodiversidade e outros serviços culturais da paisagem relacionados com a estética, turismo ou lazer.

Uso do solo e paisagem

Com a cessação da gestão activa do solo, as terras agrícolas são submetidas a processos naturais de sucessão ecológica em função do ponto de partida da transição e gradiente de degradação do ecossistema. Nas áreas mais degradadas, onde o solo está menos fértil, mais denso e com menor teor de matéria orgânica, as espécies pioneiras têm a função de recuperar gradualmente o ecossistema. Ao longo do tempo, criam-se condições para o estabelecimento de plantas mais exigentes que formam matos secundários densos, que por sua vez dão lugar a florestas secundárias. Depois de abandonados, campos agrícolas e socalcos abandonados evoluem primeiro para florestas jovens com espécies de crescimento rápido que são mais tarde substituídas por florestas dominadas por flora mais específica e mais tolerante à sombra (Abadie et al., 2021). Em alguns casos, o tipo de uso e gestão prévio ao abandono tem um papel tão ou mais importante que o tempo na definição destes cenários de sucessão (Peña-Angulo et al., 2019). As trajectórias de abandono aparentam ter efeitos positivos e negativos. Por um lado, a sucessão natural pode ajudar na estabilização do solo e aumento do sequestro de carbono, contribuindo para o restauro das funções ecológicas perdidas durante a gestão antrópica (Abadie et al., 2021). Por outro, as trajectórias de sucessão podem reduzir a abertura e heterogeneidade que caracterizam os sistemas tradicionais do Mediterrâneo, reduzindo a diversidade e conectividade dos habitats (Poyatos et al., 2003; Sedlar et al., 2018).

A conectividade refere-se ao grau com que a paisagem facilita o movimento, dispersão e interacção entre espécies, energia e nutrientes entre diferentes manchas ou retalhos de habitat. O abandono da terra traz implicações profundas à conectividade: os mosaicos tradicionais do Mediterrâneo – ao incluírem terrenos cultivados, pastagens,

sistemas integrados e florestas – representaram historicamente uma paisagem de retalhos que permite interações ecológicas complexas. À medida que cada um destes tipos de uso e ocupação vão sendo substituídos por um contínuo de sucessão secundária, estes retalhos tornam-se progressivamente mais desconexos. Por outro lado, a reflorestação natural pode criar corredores ecológicos em alguns casos, ligando habitats anteriormente isolados e facilitando a movimentação de algumas espécies. Muitas destas paisagens possuem um importante significado cultural, ao serem palco de actividades tradicionais que têm tendência a perder importância neste processo de homogeneização da paisagem. Estruturas como socalcos e muros de pedra, nas montanhas Mediterrâneas, sistemas extensivos como o montando, no sul da Península Ibérica, representam séculos de história e identidade local. A sua perda representa não só uma mudança ecológica mas também uma quebra na continuidade cultural, ao erodir tanto a memória cultural quanto a diversidade visual valorizada pelas comunidades locais (Petanidou et al., 2008; Sancho-Reinoso, 2013).

Impactos socioeconómicos e culturais

O abandono está fortemente relacionado com mudanças socioeconómicas mais profundas. A redução da rentabilidade das terras – entre flutuações de mercado e limitações técnicas e de escala – levou ao despovoamento e envelhecimento da população e da mão-de-obra (Kerckhof et al., 2016). Esta tendência acaba por ser simultaneamente causa e efeito do abandono, ao reforçar os padrões de despovoamento, com cada vez menos população jovem a manter sistemas de produção altamente intensivos em trabalho. Este tipo de padrões socioeconómicos induz um ciclo de retroalimentação negativa que perpetua o ciclo de abandono e degradação do tecido socioeconómico do espaço rural (Kerckhof et al., 2016; Vadillo et al., 1990). Por outro lado, algumas regiões rurais têm aproveitado com sucesso as terras abandonadas para promover o ecoturismo, produção artesanal de alimentos e preencher alguns nichos de mercado (Heider et al., 2021)¹². Estratégias que integrem conhecimento tradicional e inovações contemporâneas podem ajudar a promover um sentido de identidade renovado e promover a coesão das comunidades (Sluis et al., 2014).

¹² Alguns selos de denominação de origem como os atribuídos pelos Geoparques, como os ‘Geoprodutos’, podem ajudar a criar valor acrescentado a este tipo de actividades. Um exemplo em Portugal é o selo atribuído aos alimentos e artesanato produzidos no [Geopark Naturtejo](https://www.geoparknaturtejo.pt/).

Metodologias para identificar efeitos na estrutura da paisagem e dinâmicas do espaço rural

Os métodos utilizados para analisar os efeitos na estrutura da paisagem e dinâmicas rurais dividem-se em dois tipos: as abordagens quantitativas ao mapeamento do uso e ocupação do solo para calcular métricas da paisagem, e os métodos qualitativos para relacionar estas dinâmicas com os efeitos nas populações locais. Detecção remota e processamento digital de imagem permitem mapear a evolução temporal da ocupação do solo, identificando transições de áreas cultivadas ou pastoreadas para sucessão secundária (Chontos & Tsiripidis, 2023; Roxo et al., 2023; Symeonakis et al., 2007; Zomeni et al., 2008). Essa informação pode ser analisada à luz da ecologia da paisagem, calculando índices de fragmentação, conectividade e heterogeneidade (Bielsa et al., 2005; Hidalgo et al., 2021; Otero et al., 2015). Estudos qualitativos de percepção com entrevistas a habitantes locais permitem relacionar estas métricas com os impactos sociais e culturais e possíveis respostas de adaptação (Frei et al., 2020; Quintas-Soriano et al., 2023; Vila Subirós et al., 2016).

1.2.5. Em síntese: o abandono da terra e os serviços de ecossistema

Devido aos seus efeitos na mudança da paisagem, o abandono da terra tem um impacto evidente em todos os serviços de ecossistema: provisão de matéria e energia, regulação, suporte e culturais.

O fornecimento de água é um dos principais. Conforme descrito anteriormente, o coberto altera a resposta hidrológica das vertentes, promovendo a infiltração e a retenção de água no solo, promovida pelo mais elevado teor de matéria orgânica. Por sua vez, os terrenos agrícolas abandonados muitas vezes acabam por ser colonizados por espécies do estrato herbáceo com valor forrageiro. Assim, estes campos passam a fornecer pasto espontâneo que alimenta o gado, que por sua vez ajuda a controlar o crescimento da vegetação, limitando o risco de incêndio, e ajuda aumentar o teor de matéria orgânica e fertilidade do solo, promovendo o sequestro de carbono. No entanto, quando a sucessão secundária se desenvolve demasiado no sentido do mato, o adensamento de espécies lenhosas pode ter um efeito negativo ao limitar o potencial de pastoreio destas áreas, limitando o serviço de provisão à utilização de madeira para lenha, para além do risco de proliferação de invasoras lenhosas (*woody encroachment*).

Os serviços de regulação são potenciados por dois processos que se desencadeiam com o abandono: a redução da erosão e o sequestro de carbono. Ao aumentar o coberto

vegetal, o solo fica mais protegido da erosão hídrica, promovendo a conservação de solo, que se traduz num aumento progressivo do teor de matéria orgânica, humidade e da capacidade de infiltração, bem como uma redução da densidade bruta. A velocidade deste processo acontece em função do ponto de partida de abandono, do clima, da litologia e da morfologia do terreno. No entanto, existem algumas dimensões de complexidade neste problema: por vezes, “os campos com maior idade de abandono são os que têm solos mais deteriorados e processos erosivos mais severos” (Lasanta et al., 2021, p. 494). Isto pode acontecer porque as condições edafoclimáticas ou o gradiente de degradação prévio criam um cenário de não-reversão ou de reversão lenta da saúde do solo.

O sequestro de carbono promovido tanto pela redução das perdas de matéria orgânica pela erosão, quanto pelo aumento do teor de matéria orgânica pelo maior fornecimento de biomassa, tornam o solo das áreas abandonadas um potencial reservatório de carbono, com um papel relevante na mitigação da mudança climática (Novara et al., 2017), representando simultaneamente uma oportunidade, pelo seu potencial, e uma necessidade, devido às suas características de susceptibilidade ambiental (Alaboz & Dengiz, 2024; Carranca et al., 2022; Lasanta et al., 2020).

Os principais serviços de suporte criados pelo abandono estão relacionados com a biodiversidade. Por um lado, representam uma oportunidade de conservação de espécies autóctones e polinizadoras, frequentemente ameaçadas por trajectórias de intensificação do uso do solo. Por outro, representam uma ameaça de homogeneização da paisagem. O argumento é o de que um mosaico agrícola é uma fonte de diversidade, e o contínuo de abandono limita a manutenção de habitats, como por exemplo as aves estepárias que caçam nos campos de cereais. Assim, é possível que o abandono e a sucessão ecológica representem simultaneamente um potencial de manter algumas espécies autóctones que poderiam estar em risco de desaparecer num cenário de intensificação, mas também um risco de redução da diversidade paisagística e da biodiversidade.

Por fim, os serviços culturais também são afectados pelo abandono: a paisagem, ao representar um meio de riqueza histórica e cultural das interacções entre o ser humano e o ambiente natural, vê-se restringida com a substituição destes retalhos complexos por manchas de contínuo de sucessão natural. No entanto, estas paisagens não produtivas podem ser vistas como locais de turismo de natureza ou lazer. A paisagem passa a ser então um local

não só de produção e consumo de bens, mas um local valorizado pela sua qualidade estética, familiaridade e capacidade de produzir experiências relacionadas com o descanso ou desportos ao ar livre.

II- ÁREA DE ESTUDO: MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA

II.1. Quadro Natural

II.1.1. *Localização e enquadramento*

O Baixo Alentejo é a unidade territorial situada no sudoeste da Península Ibérica, correspondente ao antigo distrito de Beja sem o município de Odemira. A Margem Esquerda do Guadiana é a parte oriental desta região, limitada a Oeste pelo vale encaixado do Guadiana e a Leste pela fronteira com Espanha – que a certa altura corresponde ao vale do Chança – e a Sul pelo ponto de encontro destes dois rios, no Pomarão, onde o Guadiana passa a ser fronteira. Fazem parte desta região os concelhos de Moura, Barrancos e Serpa, bem como a parte leste do concelho de Mértola. Numa definição mais fiel ao termo ‘margem esquerda’ também seria incluído o concelho de Mourão, no entanto, por fazer parte do Alentejo Central, não será considerado.

A Margem Esquerda do Guadiana é uma das quatro bio-regiões em Portugal, representando à partida “um acordo de gestão sustentável do território baseado na agricultura biológica [envolvendo toda a comunidade local]”¹³. No entanto, nem toda a agricultura da região é em modo biológico, apesar de uma designação destas evidenciar à partida a intenção de alguns actores locais caminharem nesse sentido. Os modos de produção na Margem Esquerda do Guadiana variam muito, na mesma medida do complexo mosaico de usos do solo: os tradicionais montados de azinho e sobro e respectivas rotações de suporte com cereais e leguminosas em alternância com a criação de gado; olivais tradicionais longe das áreas de regadio, e os mais recentes olivais intensivos e super-intensivos (ou ‘em sebe’) na influência do Alqueva e respectivas barragens de apoio; bem como algumas áreas de vegetação espontânea e floresta de quercíneas herdadas de grandes variações no regime de uso e posse da propriedade nos últimos 150 anos.

Estar situado entre as margens do Guadiana e a fronteira com Espanha dá a esta região um imaginário próprio muito interessante. Em Portugal há quem lhe chame o ‘Alentejo Profundo’, talvez por estar longe dos centros urbanos do litoral, cerca de duas horas de distância-tempo entre Serpa e Lisboa, Sines ou Faro, mais ainda a partir de Mértola, Moura

¹³ CONFAGRI – “*Sabe o que são as bioregiões?*”. disponível em <https://www.confagri.pt/sabe-sao-bioregiones/> consult. 10/01/2025.

ou Barrancos. Por outro lado, a facilidade de ligação rodoviária a Espanha¹⁴, sobretudo a partir de Serpa ou Barrancos, cria uma dinâmica socioeconómica própria das áreas de fronteira (Figura 2).

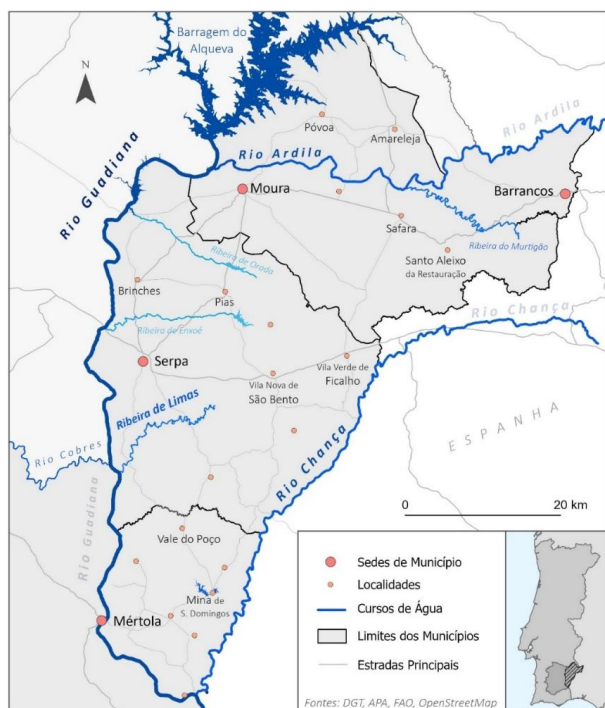


Figura 2 - Localização e enquadramento da Margem Esquerda do Guadiana, sedes de municípios e localidades mais importantes para este trabalho, principais cursos de água e estradas.

II.1.2. Relevo e litologia

A Margem Esquerda do Guadiana situa-se no Maciço Antigo, dividida em duas das suas subunidades geológicas – a Ossa-Morena e a Zona Sul Portuguesa – pela falha de Ferreira-Ficalho. O relevo da Margem Esquerda do Guadiana é na sua maioria o típico do alongamento português da meseta sul: a peneplanície alentejana bem conservada, com altitudes na ordem dos 200m. Trata-se de uma superfície poligénica – por ter tido diferentes fases de aplanamento – caracterizada por topos a uma altitude mais ou menos semelhante excepto nos vales dos rios mais encaixado e nos relevos residuais de dureza ou de natureza tectónica.

Estas diferentes fases, aliadas à natureza distinta dos materiais que compõem cada superfície de aplanção e aos relevos residuais de dureza ou de natureza tectónica, criam plataformas ligeiramente diferentes em função da litologia e geologia. Nas áreas mais a Norte (Moura e Serpa) e a Sul (Mértola), está-se perante superfícies mais planas interrompidas pelos

¹⁴ IP8 / N256 Serpa – Rosal de La Frontera; EN258 Barrancos – Encinasola; EM 520 Vales Mortos – Paymogo.

relevos residuais das serras de Adiça e Ficalho e da Alcaria Ruiva, respectivamente. Entre estas áreas planas surge uma superfície com topos a uma altitude ligeiramente superior (cerca dos 200-250 m) e com declives mais acentuados à qual se convencionou chamar ‘Serra’, sem o ser, verdadeiramente. Em Barrancos, no limite nordeste da área de estudo, parte desta peneplanície foi levantada criando também uma serra de vales encaixados pela acção fluvial.

Ao longo de todas estas áreas planas à excepção da Serra existem relevos residuais de orientação hercínica de dois tipos. O primeiro corresponde aos de dureza/resistência, como é o caso das Serras da Adiça e de Ficalho, compostas por mármore e calcários dolomítico, ou do sistema quartzítico da Alcaria Ruiva que, encontrando-se principalmente na margem direita, se prolonga pela margem esquerda. O segundo tipo encontra-se na Serra de Barrancos, onde a peneplanície é dobrada e inclinada por um acidente tectónico.

A peneplanície do Baixo Alentejo é uma plataforma estável que nivela materiais de origem e tipo muito diferenciado: xistos metamórficos e argilosos, grauvaques, dioritos e gabros, porfírios, granitos e alguns mármore (Feio, 1958). Por vezes, esta plataforma é interrompida por relevos de dureza compostos por mármore (Adiça e Ficalho), ou quartzitos (o prolongamento da Alcaria Ruiva para leste). Existem ainda outros relevos de menor importância, tais como os das vilas de Serpa (mármore) ou Moura.

Para descrever a litologia e relevo da área de estudo (Figura 3), foi criada uma divisão em dois grupos e sete subáreas que serão utilizadas posteriormente para apoiar o enquadramento relacionado com solos, vegetação e ocupação humana. Estas ‘unidades’ foram delineadas com base na cartografia geológica e de uso do solo e num modelo digital de terreno e carta de declives, de forma a tentar encontrar padrões espaciais que as distinguíssem entre si. O primeiro grupo corresponde às partes da área de estudo que se encontram na Ossa Morena: a) Póvoa-Amareleja-Safara, um plano influenciado pelo Rio Ardila e seus afluentes; b) Moura-Brinches, o sector mais bem conservado da peneplanície; c) Serpa-Pias, com vales ligeiramente mais encaixados e alguns relevos menos relevantes; d) Serras de Adiça e Ficalho, as principais elevações na paisagem da área de estudo; e) Serra de Barrancos, uma plataforma inclinada pela tectónica com drenagem para NNW. Do segundo grupo fazem parte as áreas da Zona Sul-Portuguesa: f) Serra de Serpa e Mértola, com vales progressivamente mais encaixados em direcção ao Guadiana e ao Chança; g) o Campo, a sul

da Serra, onde a planície volta a ser mais estável, também interrompida por relevos residuais de dureza. Para além destes grupos, importa também destacar algumas características próprias dos vales mais encaixados do Guadiana e Ribeira de Limas, Chança, e Ardila e Murtigão.

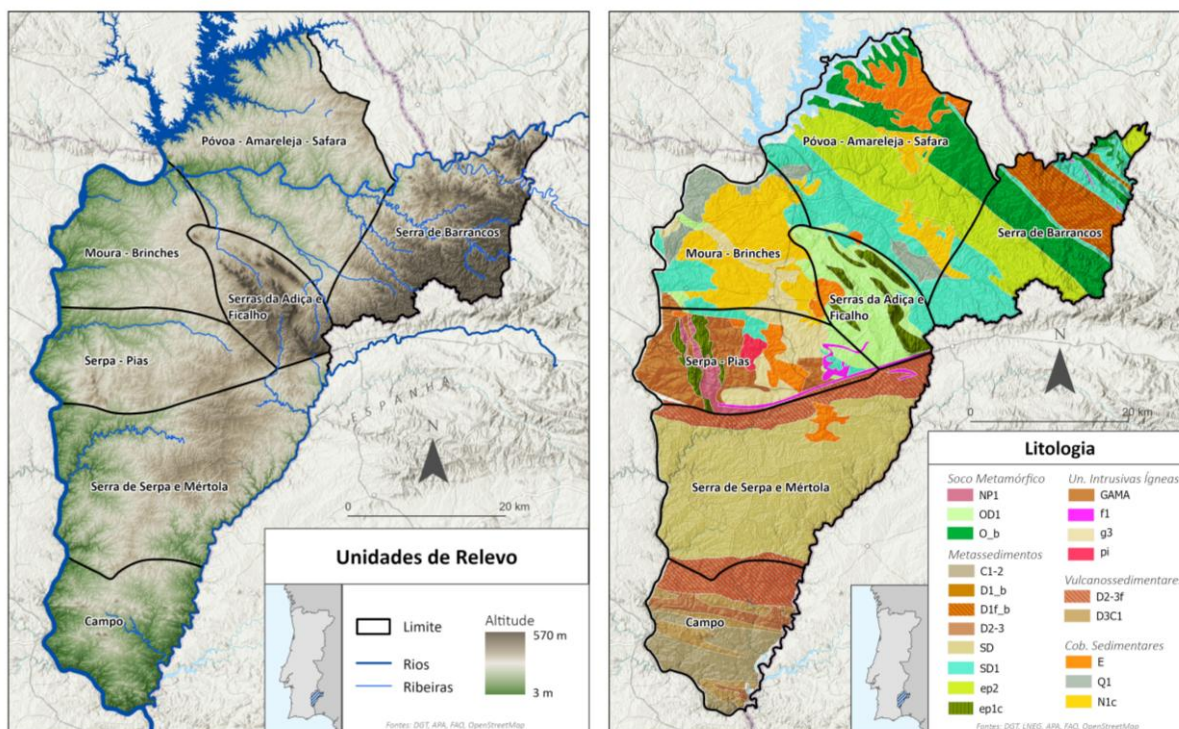


Figura 3 - Unidades de Relevo e Litologia na Margem Esquerda do Guadiana.

Ossa Morena

Póvoa-Amareleja-Safara

No sector norte/noroeste da Margem Esquerda do Guadiana estende-se uma área onde a altitude dos topos oscila entre os 200 e 210 m, desde o limite norte do concelho de Moura até à Safara, passando pela Póvoa de S. Miguel e Amareleja (Figura 4). Está-se perante uma parte bem conservada da peneplanície, com um entalhe modesto das linhas de água com excepção do encaixe do Rio Ardila que corta esta planície numa faixa de três/quatro quilómetros. A litologia de base desta área é composta por uma associação diferentes materiais do Sinclinal da Terena: 1) quartzitos e filitos do Paleozóico (Formação de Ossa, *CB_{Os}*, Câmbrio superior), tais como xistos micáceos ou arenitos grauvacóides finos; 2) filitos do complexo xisto-grauváquico Ordovício (Formação de Barrancos, *O_{BA}*, Ordovício Inferior), como xistos roxos, esverdeados ou psamitos laminados; 3) metassedimentos do Devónico (Formação da Terena, *D_{TE}*, Devónico superior), grauvaques, siltitos e pelitos.

Uma parte importante desta área está coberta por depósitos Cenozóicos de peneplanície como por exemplo calcários e grés rosados e avermelhados por vezes cobertos por areias e conglomerados do paleogénico. Estas coberturas podem ser vistas nos cortes de estrada da Amareleja para a Póvoa de S. Miguel, e de Moura para Santo Aleixo da Restauração ou para a Safara e formam uma película pouco espessa (Feio, 1958). O bom estado de conservação da plataforma da peneplanície ocorre sobretudo nas áreas onde o rio Ardila não corre com grande encaixe; nas áreas mais próximas do seu leito, o relevo é mais acidentado com algumas manchas importantes de afloramentos rochosos a montante.



Figura 4 - Vista da Peneplanície para Norte (A) e para Sul (B) na Estrada entre a Póvoa de S. Pedro e Amareleja.

Moura-Brinches

Na área compreendida entre Moura e Brinches, a peneplanície afigura-se quase perfeita: o entalhe da rede hidrográfica é mais subtil, e o ondular mais suave da planície demonstra um rejuvenescimento mais lento (Figura 5). Este tipo de relevo prolonga-se pela margem direita em direcção a Beja. Neste sector surge a mancha mais importante de depósitos miocénicos – calcários, arenitos e depósitos detríticos – que assentam sobre os materiais do paleogénico. Esta plataforma é composta por grés argilosos finos, de tons amarelos a esverdeados, sendo as ocasionais intercalações argilosas e detríticas compostas por areias e calhaus rolados de dimensão inferior a 5cm. Estes depósitos são pouco espessos,

na ordem dos 30-40cm: o substrato – granitos do maciço de Beja – é atingido facilmente com o fraco entalhe de alguns cursos de água, como a Ribeira de Orada. Mais junto ao Guadiana, numa faixa de 2 a 5km do leito do rio, existe a maior área de terraços do Guadiana com alguns depósitos quaternários importantes.



Figura 5 - Vista da Peneplanície desde a estrada entre Pedrógão e Moura. Para SSE (A) e para NNO, com a falha da Vidigueira ao fundo, já na margem direita do Guadiana (B)

Serpa-Pias

Um pouco mais a Sul/Sudeste, entre Serpa e Pias a peneplanície é um pouco mais dissecada pela erosão regressiva do Guadiana e da ribeira do Vale do Vargo (Figura 6). Tem uma configuração litológica um pouco mais complexa do que a área de Moura, por incluir parte do Complexo Ofiolítico de Beja, sendo composta por granitóides e outras rochas magmáticas variscas e pré-variscas, de oeste para leste: 1) os gabros de Beja (τ), no prolongamento do que já se verifica na margem direita; 2) os mármore (Cb_M), micaxistos ($P\xi_{gn}$) e rochas quartzo-feldspáticas ($P\xi_{af}$) da Antiforma de Serpa, que por dureza permitem a elevação na qual está situada a vila; 3) regressando aos gabros do complexo gabro-diorítico de cuba (τ_Δ) que se encontram até à Aldeia Nova; 4) intercalados com os granitóides da série calco-alcalina (γ) que se estendem desde a Sul da A-do-Pinto até Pias.

Esta superfície é ocasionalmente coberta por rochas sedimentares cenozoicas, como depósitos de arenitos e conglomerados do Miocénico a Oeste da Aldeia Nova de S. Bento associados à bacia de Moura, bem como por alguns depósitos fluviais quaternários nos terraços do Guadiana. As áreas sob substrato de granitóides e rochas magmáticas são as associadas aos *Barros* enquanto os depósitos calcários são áreas reconhecidas como os *Olivais* em alguma da literatura agronómica de meados do século XX.



Figura 6 - Vista sobre os barros dioríticos de Serpa a partir do miradouro da Igreja de Nossa Senhora de Guadeloupe (A); olivais na área dos depósitos ao longo da estrada entre Serpa e Pias (B).

Apesar de terem características morfológicas mais ou menos parecidas, e representarem uma área em que o nível da peneplanície se encontra mais bem conservado e com um rejuvenescimento mais atrasado, as áreas de Póvoa-Amareleja-Safara, Moura-Brinches e Serpa-Pias têm algumas características litológicas e morfológicas importantes que as distinguem. Estas diferenças são importantes ao ponto de estarem associadas às diferenças no tipo de solo, vegetação espontânea e ocupação humana/uso do solo. A maior similaridade entre estas unidades é a topografia: à excepção de Serpa – Pias, que tem uma ligeiramente maior amplitude na altitude dos topos, as restantes unidades são caracterizadas por uma uniformidade de valores que evidencia um rejuvenescimento mais atrasado.

Por outro lado, cada uma destas unidades representa a preponderância de diferentes litologias: na Póvoa-Safara, estende-se uma área vasta de xistos e quartzitos cobertos por duas pequenas manchas de depósitos, uma na Póvoa de S. Pedro (paleogénico), outra na Safara (miocénico); a área de Moura-Brinches é quase totalmente coberta por depósitos miocénicos, com conglomerados e cascalheiras nas vertentes para o Guadiana e os granitos já a descoberto pela erosão nas ribeiras entre Serpa e Moura; por fim, entre Serpa e Pias no domínio dos granitos, com excepção de alguns depósitos a noroeste da Aldeia Nova de S. Bento. As diferentes fases de rejuvenescimento da peneplanície a que se referia Feio (1952) resultam da acção da erosão sobre os diferentes materiais de base e são evidenciadas pela densidade da rede hidrográfica nos cursos de água que atravessam os três sectores da peneplanície: na área de Póvoa-Amareleja-Safara, a peneplanície é cortada pelo Rio Ardila e seus afluentes (em particular a Ribeira da Toutalga); em Moura-Brinches é cortada pela Ribeira de Pias e, mais a sul, pela Ribeira de Enxoé; em Serpa-Pias, as ribeiras têm mais dificuldade em encaixar-se, como é o caso do Barranco da Amendoeira que se afasta pouco mais de 2 km do leito do Guadiana.

Serras de Adiça e Ficalho

A peneplanície é interrompida pelas Serras da Adiça e Ficalho no extremo sudeste da grande mancha de terras metamórficas que se estende de Ficalho a Montemor, com alinhamento semelhante aos enrugamentos hercínicos na região, NNW-SSE (Figura 7). Derivada de “uma elevação tectónica antiga que a erosão teve tempo de descarnar totalmente” (FEIO, 1952), é composta por três alinhamentos: 1) a Oeste, o eixo Malpique (376 m) – Savos (352 m) – Calvos (316 m); ao centro, o conjunto principal do Álamo (420 m), Adiça (472 m) e Ficalho (518 m); e a Leste o conjunto da Preguiça (três topos a 395, 389 e 371 m). Estes relevos fazer parte da Antiforma Moura-Ficalho, de deformação varisca, composta por duas principais litologias: 1) a formação calcário-dolomítica (Cb_D), a partir da qual são compostas as Serras, originada por vulcanismo ácido, com cerca de 200m de espessura, associadas a sedimentação carbonatada; 2) o complexo vulcano-sedimentar de Moura-Santo Aleixo (S_{XM}), associado aos xistos de Moura que se estendem desta vila até ao Sobral da Adiça, e que ocorrem também com menor importância na parte mais ocidental da Margem Esquerda entre Brinches e Pedrógão; 3) alguns metavulcanitos básicos ($V_{\alpha 3}$) de menor importância.

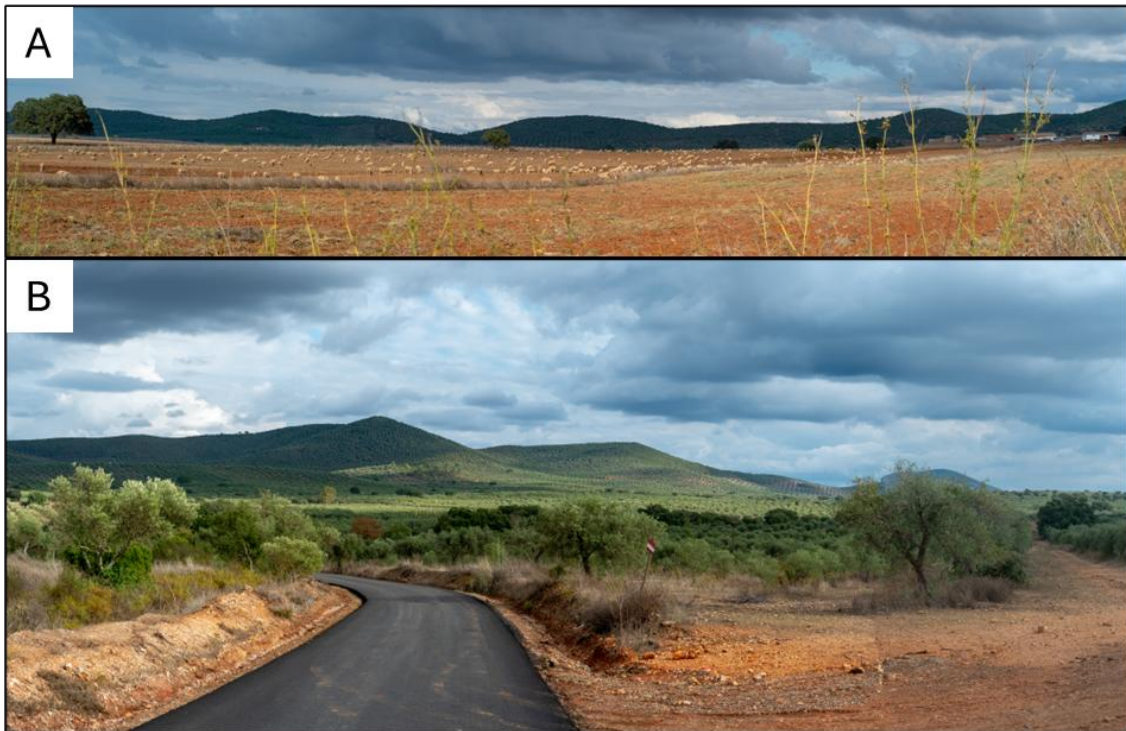


Figura 7 - Vista sobre a Serra da Adiça e Ficalho na estrada entre Belmeque e a Sobral da Adiça; os topos de Savos e Calvos (A) e o alinhamento Malpique – Caeira (B)

Serra de Barrancos

Entre o Ardila e o encaixe do Chança no lado espanhol, a planície inclina de NW para SE devido a um levantamento tectónico que a leva entre o nível da peneplanície (200 m perto de Ficalho, 230 m nas margens do Ardila) e os 500 - 600 m de altitude, terminando numa escarpa de falha já do outro lado da fronteira, onde a altitude regressa aos 250-300 m (Figura 8). Este tipo de levantamento é frequente no Sul do país: um maciço de xisto levantado lentamente a partir de um lado e a terminar numa escarpa de falha do outro. A este elemento morfológico dá-se o nome de Serra de Barrancos, apesar de estar na sua maioria inserida no concelho de Moura, uma vez que o limite sul do concelho de Barrancos é o fundo de vale da Ribeira do Murtigão, afluente do Ardila.

Faz parte da subzona Estremoz-Barrancos, limitada a NO pelo início da inclinação do nível da peneplanície (grosso modo pela linha entre Santo Aleixo e a foz do Murtigão), a Norte e a Este pela fronteira com Espanha, a Sul pela escarpa de falha onde encaixa o Chança, e a SO por uma falha com cavalgamento esquerdo que intercala os xistos e os calcários em Santo Aleixo. A litologia desta área é quase totalmente composta por materiais do sinclinal da Terena: xistos micáceos e arenitos grauvacóides finos da formação de Ossa, xistos roxos,

esverdeados e psamitos da formação de Barrancos, e os grauvaques, siltitos e pelitos da formação da Terena.



Figura 8 - Vista sobre a plataforma inclinada da Serra de Barrancos em direcção à Contenda (A), e sobre a escarpa de falha no lado espanhol onde corre encaixado o Chança.

Toda esta superfície drena para NW em direcção ao Rio Ardila, a partir de onde regressa o plano bem conservado da peneplanície, sendo a divisão das águas mais ou menos coincidente com a escarpa onde encaixa o Chança. Outro aspecto importante neste pedaço das “contendas” – área de prolongada disputa fronteiriça antiga entre Portugal e Espanha – é o facto de a fronteira ignorar quase completamente os elementos naturais: em vez de passar na escarpa de falha ou no leito do Chança, a fronteira passa a cerca de 4km do topo da inclinação; do outro lado, a fronteira interrompe uma sequência de outros relevos residuais importantes como a *Sierra de los Rabadanes* (429 m, crista com orientação NW-SE), *Picos de Aronche* (712 m a SE), *Sierra de las Contiendas* (564 m, a NE), e a *Sierra del Umbrizo y Lomo* (543 e 631 m). A Serra de Barrancos, sendo quase exclusivamente constituída por xisto argilosos do silúrico, onde os cursos de água se encaixam facilmente, tal como acontece na Serra de Serpa e Mértola, tem uma topografia caracterizada pela sequência apertada de topos e vertentes e uma rede hidrográfica bastante densa em direcção ao Ardila (Figura 9).



Figura 9 - Relevo da Serra de Barrancos em direcção ao Ardila (A); continuação do relevo na sequência da Serra de Barrancos para além da fronteira (B).

Zona Sul Portuguesa

Serra de Serpa e Mértola

Imediatamente a sul da falha de Ferreira-Ficalho, que segue mais ou menos o percurso da estrada Serpa – Rosal de La Frontera, estabelece-se o limite entre a Ossa Morena e a Zona Sul Portuguesa, as duas unidades do Maciço Antigo às quais pertence a área de estudo. A Zona Sul Portuguesa inicia-se, na Margem Esquerda do Guadiana, com uma área de cerca de 60 000 ha onde a peneplanície sobe rapidamente dos 200-210 m para os 230-250m, intercalada por um vale que se prolonga ao longo da Ribeira de Limas e pela falha com cavalgamento que estabelece o limite entre os filitos e os granitos. A esta área, inserida na antiforma do Pulo do Lobo, dão-se diferentes nomes desde Serra de Serpa e Serra de Mértola, Serra de Serpa e Mértola ou ainda, nos escritos mais antigos, Serra Grande de Serpa. Esta área da ‘Serra’ corresponde a uma unidade morfológica entre os concelhos de Serpa e de Mértola que coincide mais ou menos com os baldios divididos no início do século XX.

A Serra pode ser limitada a Norte pela falha de Ferreira-Ficalho, mas outros estudos traçaram o limite também ora pela formação do Pulo do Lobo (D_{P1}) (Roxo, 1994), ora pela

formação da Ribeira de Limas (D_{RL}) (Cerqueira, 2021)¹⁵. O limite Sul faz-se pela passagem gradual e muitas vezes difícil de distinguir entre os xistos do Pulo do Lobo e os arenitos micáceos (quartzovaques e quartzitos) da formação da Atalaia (D_{AT}), litologia semelhante à da Ribeira de Limas. Existem outras propostas de limitação da Serra com base em unidades de paisagem (d'Abreu *et al.* 2004), que separam a Serra dos vales do Guadiana e Chança possivelmente pelo limite entre os solos Vx e Ex , respectivamente, mas que não parecem ter o mesmo nível de ajuste empírico.

Neste sector, a peneplanície passa a ser composta por uma sequência mais apertada de “pequenas colinas, separadas por linhas de água mais ou menos encaixadas, que apresentam quase sempre a mesma forma aplanada no topo e se encontram sensivelmente à mesma altitude (Roxo, 1994, p.63). Esta superfície de aplanação foi dissecada de forma desigual em função à proximidade aos rios que a limitam e em particular ao nível de base do Guadiana, que vai definir por erosão regressiva o encaixe do Chança e das áreas que drenam para cada um deles (Figura 10). No entanto, e apesar de a peneplanície alentejana ter sido formada no final do secundário, foram existindo ao longo do tempo diferentes ‘acertos’, especialmente no final do terciário e início do quaternário. Surgem então, entre a mancha de metassedimentos do ordovício e do silúrico, depósitos do Vilafranquiano constituídos por calhaus de quartzito mal rolados, envoltos numa pasta argilosa de cor avermelhada: as ‘*Rañas*’. A definição deste tipo de depósitos, a sua origem e algumas hipóteses alternativas para a sua designação foram descritas em detalhe por Roxo (1994) e, portanto, não serão aqui reproduzidas.

¹⁵ Para efeitos da explicação da litologia e relevo da área de estudo serão utilizados estes limites, no entanto, no estudo relacionado com uso e gestão do solo na Serra será utilizada a divisão pela Formação do Pulo do Lobo, de forma a manter a litologia o mais homogénea possível para permitir uma análise de dados mais fiável.



Figura 10 - Morfologia do Terreno no sector intermédio da Serra (A); morfologia do terreno perto do limite Sul da Serra, com vista sobre o alinhamento de relevos residuais de dureza da Alcaria Ruiva, já na margem direita (B).

Apesar de a plataforma de base da Serra representar um ‘degrau’ superior da peneplanície – como pode ser observado pela altitude da cabeceira que segue a maior parte da estrada entre Serpa e a Mina de S. Domingos – uma proporção considerável desta subárea está na verdade a uma altitude inferior à plataforma de Serpa-Pias. Este efeito foi inicialmente descrito por Roxo (1994) que identificou três sectores da Serra de Serpa e Mértola em função do estado de conservação do nível da peneplanície. A delimitação segue o traçado do topo das principais bacias que drenam para o Guadiana, a Oeste, ou para o Chança, a leste, e um sector intermédio que corresponde à área da cabeceira das linhas de água. O estado de conservação da peneplanície é na Serra proporcional à distância ao nível de base, ou seja, o entalhe é maior nas bacias directamente subsidiárias do Guadiana, de seguida nas que drenam para o Chança, e por fim na cabeceira que corresponde também ao traçado da estrada Serpa – Mina de S. Domingos.

Campo

No extremo Sul da Margem Esquerda do Guadiana, quando a Serra começa a descer em direcção à Mina de S. Domingos, regressa-se a um plano de vales mais largos e menos ondulados de metassedimentos do devónico e do carbónico, com frequentes afloramentos

rochosos e alguns relevos residuais do conjunto dos quartzitos da Alcaria Ruiva (371m ainda na margem direita), Calas e Murteira (271 m). Na margem esquerda, estes relevos erguem-se cerca de 70 a 100 m acima do nível da peneplanície. A esta área dá-se o nome de ‘Campo’ no concelho de Mértola, devido ao longo historial de utilização destes solos para a agricultura, em contraste com a Serra cuja utilização agrícola apenas teve maior expressão desde o início do século XX (Figura 11). Nesta área coexistem quatro tipos de formações geológicas da Zona Sul Portuguesa que vão culminar em diferentes litologias: 1) o Grupo do Chança, com os quartzovaques da formação da Atalaia (D_{AT}) e os grauvaques da formação do Gafo (D_{GF}); 2) a Faixa Piritosa, com a formação filito-quartzítica (D_{FQ}), onde estão situadas as bancadas quartzíticas que afloram com sentido O-E no alinhamento da Alcaria Ruiva, sendo a Senhora do Amparo (250 m) o seu ponto mais alto na margem esquerda; 3) o grupo do *flysch* do Baixo Alentejo com os grauvaques, siltitos e pelitos da formação de Mértola (H_{MT}).



Figura 11 - Relevo residual de dureza para Norte, na estrada entre Mértola e a Mina de São Domingos, pertencente à formação filito-quartzítica (A); Vista para Leste sobre o Campo, na mesma estrada, formação de Mértola (B).

Os Vales do Guadiana e do Chança

Ao longo dos flancos Este e Oeste da Margem Esquerda do Guadiana, os limites criados por dois cursos de água de grande importância têm o seu impacto na morfologia do terreno. Nos vales desenhados a partir das margens do Guadiana e do Chança, o poder da erosão regressiva vai definir a intensidade dos processos geomorfológicos ao longo de quase

toda a área de estudo, moldando as características do relevo em função da proximidade ao nível de base (Figura 12). Por outro lado, o tipo de litologia sobre a qual estes processos actuam tem também um papel muito importante na evolução do relevo ao longo de toda a Margem Esquerda a partir da Barragem de Pedrógão. Estes efeitos são mais evidentes na comparação entre dois conjuntos de locais: o vale do Guadiana na ponte de Serpa, no Pulo do Lobo e em Mértola; e na Serra, quando comparados os sectores que drenam ora para o Chança ora para o Guadiana.

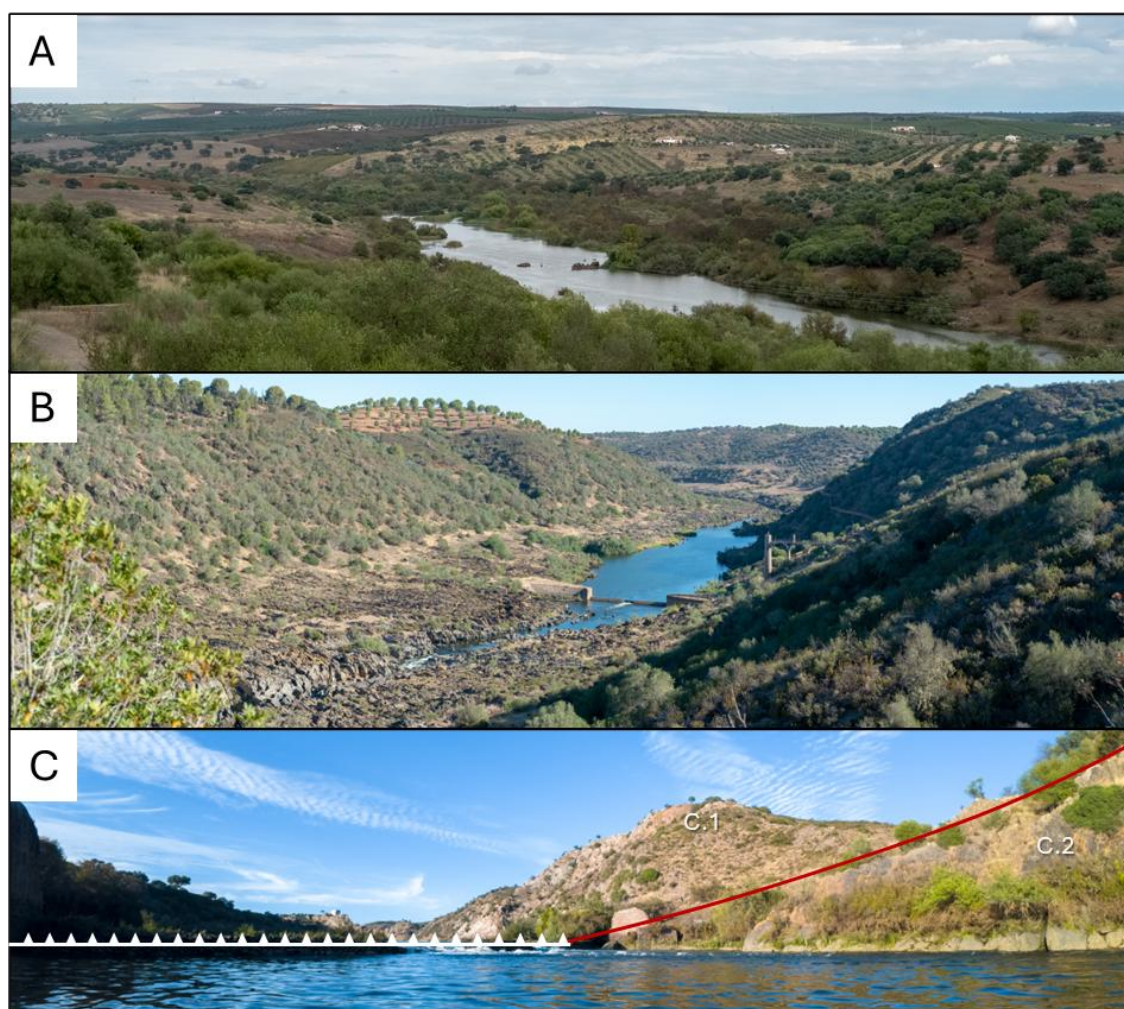


Figura 12 - Vale do Guadiana visto para Norte na Ponte da estrada Beja-Serpa, nos gabros de Beja (A); nas vertentes a Sul do Pulo do Lobo, nos xistos da formação do Pulo do Lobo (B); e na falha das azenhas, a cerca de 1km a montante de Mértola (C), na formação filito-quartzítica (C.1) e nos xistos da formação de Mértola (C.2).

Quando o Guadiana passa por Serpa e escava nos granitos, a dureza deste tipo de material cria um curso menos encaixado, com vertentes de declive menos acentuado. Por outro lado, um pouco mais a montante, ao passar a Serra, o xisto mais erodível permite a existência de um vale profundo, com vertentes bastante íngremes. Estas diferenças

estendem-se para lá do leito do rio: o material mais resiliente em Serpa faz com que os efeitos do encaixe do rio sejam mais controlados, os vales menos inclinados e profundos nesse sector da peneplanície; já na Serra, os xistos permitem que a erosão regressiva aconteça com maior intensidade até mais para o interior, com declives muito acentuados uma grande convexidade dos topos. Do lado do Chança, o efeito é semelhante, com a diferença de o poder regressivo ser menor por estar um patamar acima na proximidade ao nível de base do Guadiana. Este efeito vai influenciar a pedogénese e os problemas relacionados com processos erosivos e evolução de vertentes.

II.1.3. Recursos hídricos

A rede hidrográfica da Margem Esquerda do Guadiana é influenciada por dois principais cursos de água: o Guadiana, nível de base e rio principal de que todas as áreas acabam por ser subsidiárias, e o Chança, afluente do Guadiana que limita a área de estudo a leste a partir da Serra de Barrancos. Para além destes dois, outros cursos de água importantes incluem a Ribeira de Limas, o Rio Ardila, que corre paralelamente ao prolongamento da falha da Vidigueira, a Ribeira do Enxoé, que corre perpendicular ao Guadiana a Norte de Serpa, e o Murtigão, afluente do Ardila responsável pela erosão intensa na Serra de Barrancos.

A rede hidrográfica da área de estudo pode ser dividida em três níveis de importância: os Rios constituem os principais cursos de água permanentes; as Ribeiras são o nível seguinte, com ou sem fluxo superficial permanente, que desaguam nos principais rios; por fim, os Barrancos são os cursos de água temporários, formados em áreas de relevo acentuado com leitos profundos e estreitos escavados pela acção da erosão hídrica, cujo caudal depende da intensidade do evento erosivo e com potencial de transportar grandes volumes de água. Como foi referido na secção anterior, a densidade da rede hidrográfica varia um pouco ao longo da área de estudo: nas áreas declivosas de xisto como a Serra de Barrancos ou a Serra de Serpa e Mértola é bastante densa, com ribeiras muito profundas e uma rede de barrancos dendrítica; na plataforma de peneplanície mais bem conservada a densidade é inferior e a drenagem ocorre de forma mais radial.

Para além dos cursos de água superficiais, existem alguns mananciais de águas subterrâneas na Margem Esquerda do Guadiana. O sistema de aquíferos dos Gabros de Beja, ocorre principalmente na margem direita, mas tem um prolongamento em direcção a Serpa

já na margem esquerda. O sistema de aquíferos de Moura-Ficalho, estende-se entre Moura, Sobral da Adiça, Vila Verde de Ficalho e Vale do Vargo, com fluxo hídrico subterrâneo com orientação dos eixos das dobras geológicas, predominantemente no sentido SE-NO. Os principais aquíferos são os de Moura-Ficalho (nos dolomiticos, calcários dolomíticos, mármore e rochas siliciosas) e o aquífero dos Calcários de Moura.

No início do século XXI, o panorama dos recursos hídricos na Margem Esquerda do Guadiana mudou radicalmente com o fim da obra da Barragem do Alqueva. O maior lago artificial da Europa trouxe a oportunidade de estender o regadio a uma região cujo principal fonte de recursos hídricos era a precipitação. Para além do Alqueva, estava planeado já desde os anos 1950 a criação de um subsistema de apoio no Rio Ardila, forma a servir de regadio toda a planície entre Moura e Serpa. A Barragem de Pedrógão armazena a água que é canalizada em seis circuitos hidráulicos através de um sistema de bombas e adutores, dos quais se destacam dois principais: 1) Pedrógão-Margem Esquerda, que vai do reservatório da Orada e a partir daí para as albufeiras de Brinches e Amoreira; 2) Brinches-Enxoé, que abastece as albufeiras da Lage, Enxoé e Serpa (Pinto et al., 2011).

II.1.4. Clima

A Margem Esquerda do Guadiana é caracterizada por um clima Mediterrâneo de influência continental de Invernos moderados a frescos e de Verão muito quente. No mapa das regiões climáticas do país, efectuado com base na normal 1960-1990, verifica-se que toda a área se encontra localizada no domínio continental muito deficitário em precipitação (Figura 13). No entanto, mesmo a esta escala existem algumas diferenças importantes de modificações ao clima de base topográfica ou atmosférica.

Das alterações de base topográficas encontram-se de dois tipos: 1) o clima continental confinado nos vales do Guadiana e do Chança, onde as amplitudes térmicas são mais acentuadas com o Verão mais quente e o Inverno mais frio; 2) as alterações induzidas pela orografia na Serra de Barrancos, onde a maior altitude acaba por resultar em Invernos um pouco mais frios e chuvosos, com amplitudes térmicas influenciadas pela continentalidade. Na restante área da Margem Esquerda, existem ainda alterações resultantes da advecção de ar quente ibérico, nas situações em que o as altas pressões estão situadas no centro da península, deslocando massas de ar quente em direcção às orlas

peninsulares e aumentando a temperatura do ar à superfície, resultando na área do país com as temperaturas do ar à superfície mais elevadas de Portugal (47.3 °C na Amareleja). Estas características do clima criam nesta área condições especiais de temperatura e precipitação em relação ao restante Baixo Alentejo, com efeitos muito importantes no coberto vegetal.

Regiões Climáticas do Sul de Portugal Continental

adaptado de Brum Ferreira, D. (2005)

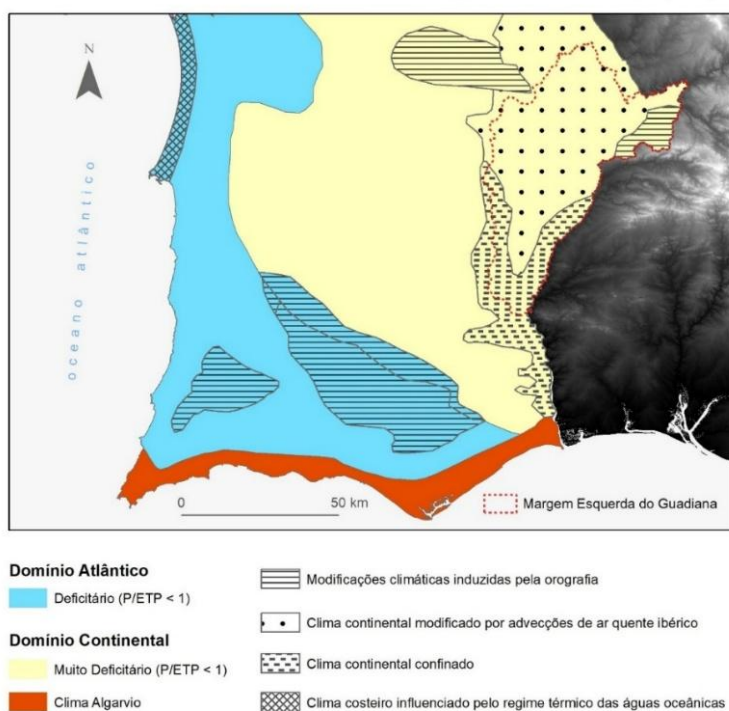


Figura 13 - Regiões Climáticas do Sul de Portugal, adaptado de Brum Ferreira (2005)

O clima tem evoluído ao longo das últimas décadas devido aos efeitos da mudança climática, com resultados sobretudo na precipitação e temperatura e um aumento generalizado no índice de aridez. Há alguns desafios no estudo da evolução recente do clima na Margem Esquerda do Guadiana, relacionados com a disponibilidade de dados, a dimensão da região e as alterações locais especiais mencionadas anteriormente. A série mais longa de dados é a da estação de Beja, situada fora da área de estudo, com dados mensais de temperatura e precipitação entre 1901 e a actualidade. Para além desta, a única série completa de dados diários de precipitação com alguma dimensão fica na estação de Mértola – Vale Formoso (1941-actualidade), não existindo nenhuma série de dados de temperatura disponível. A evolução recente do clima na área de estudo vai ser brevemente analisada utilizando os dados das estações de Beja, Mértola – Vale Formoso, bem como através de

produtos de dados climáticos modelados, para colmatar o melhor possível as limitações nas fontes de dados.

Na Margem Esquerda do Guadiana, a mudança climática verifica-se na variação na frequência, intensidade e duração das chuvas, e no aumento da temperatura, resultando em cenários de maior aridez. A evolução da precipitação na Margem Esquerda do Guadiana pode ser feita através dos dados diários da estação de Mértola – Vale Formoso, uma série completa e ininterrupta entre 1941 e actualidade. No entanto, a área de estudo tem características locais especiais que fazem variar os totais de precipitação e máximos de temperatura, nomeadamente o vales encaixados do Guadiana e Chança e a Serra de Barrancos. Para além disso, não existe uma boa base de dados longa de temperatura na área de estudo, sendo frequente a utilização dos dados da estação de Beja. O total de precipitação tem diminuído gradualmente: os valores anuais na década de 1980 estavam na ordem dos 550 a 600 mm, tendo diminuído para os 400 mm na última década (Figura 2).

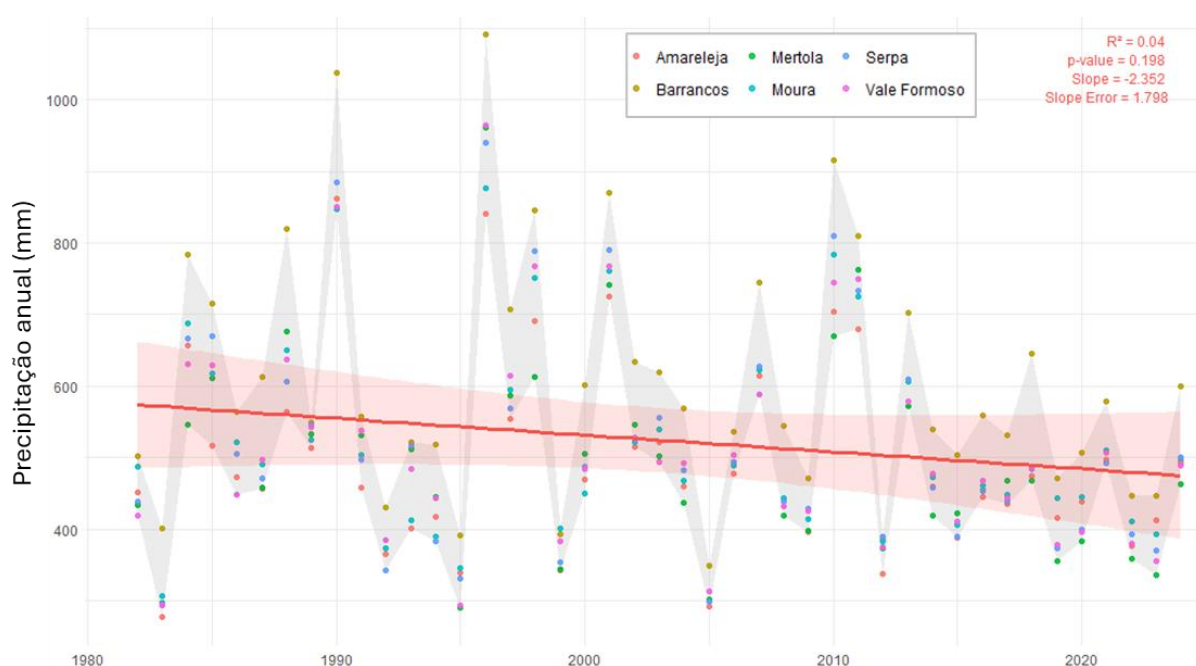


Figura 14 - Evolução da precipitação anual entre 1951 e 2020 para alguns pontos da Margem Esquerda do Guadiana.

A intensidade dos eventos de precipitação também tem visto uma redução paralela à dos totais anuais, com cerca de 20-25 de dias de chuva acima dos 10mm (R10mm) na década de 1940 para os 15-20 dias nos anos 1990 e 10-15 dias nos últimos 10 anos. No entanto, o número de dias por ano acima dos 20mm (R20mm) tem tido uma evolução ligeiramente diferente: à excepção dos anos 1940 em que houve muitos dias intenso (entre 10 e 15), o valor

manteve-se estável entre as décadas de 1950 e 1990 (entre 1 e 5), verificando-se um ligeiro aumento desde o início dos anos 2000, um fenómeno que é acompanhado por outras métricas de intensidade (dias de chuva superior a 25mm ($R25mm$), máximo diário ($Rx1day$), máximo de 5 dias consecutivos ($Rx5day$), contribuição em mm dos 5 e 1% dias mais chuvosos ($R95p$ e $R99p$), e intensidade média diária ($SDII$))¹⁶ (Figura 15).

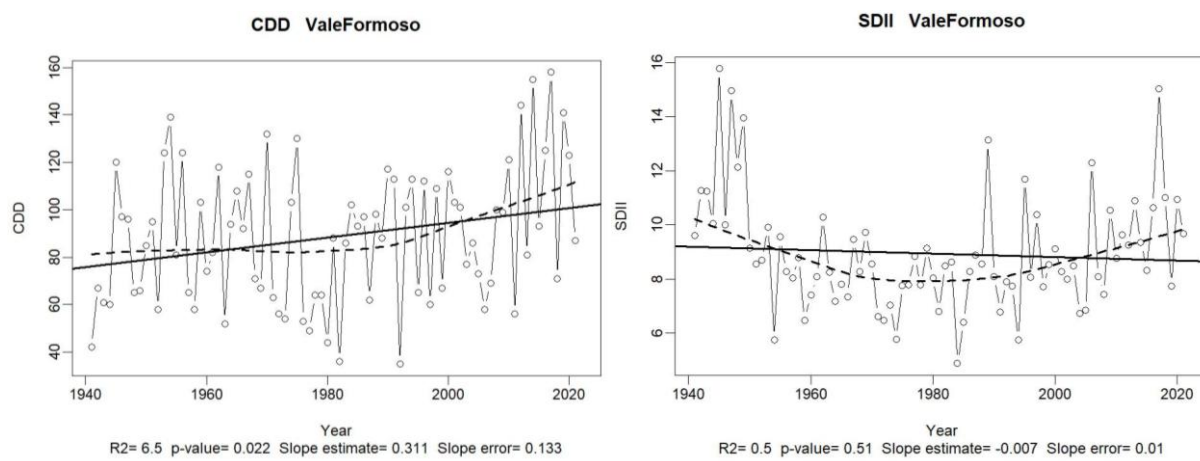


Figura 15 - Evolução do número máximo de dias consecutivos sem chuva (CDD) e da precipitação média dos dias de chuva > 1mm (SDII) entre 1941 e 2021 para a estação de Mértola - Vale Formoso.

As temperaturas máximas anuais têm aumentado à semelhança do que acontece um pouco por toda a região do Mediterrâneo, com um agravamento do aquecimento nos últimos dez anos, sendo cada vez mais frequentes dias de temperatura máxima próximos dos 45 °C (Figura 16). Estes factores, quando articulados, resultam num aumento do índice de aridez para toda a área. Na normal de 1960-1990 já quase toda a Margem Esquerda do Guadiana era semiárida à excepção do sector mais elevado da Serra de Serpa e Mértola, das Serras da Adiça e Ficalho e da Serra de Barrancos, enquanto no período 2000-2010 já só a área mais elevada da Serra de Barrancos estava classificada como sub-húmida seca (ICNF, 2020). Recentemente, tem-se verificado uma intensificação da aridez e estudos recentes prevêem que isso se verifique no futuro, em função dos diferentes cenários climáticos (Lopes, 2021).

¹⁶ Estas métricas correspondem aos índices *ClimDex*, calculados para a estação de Mértola – Vale Formoso entre 1941 e 2020 com a biblioteca *RClimdex*.

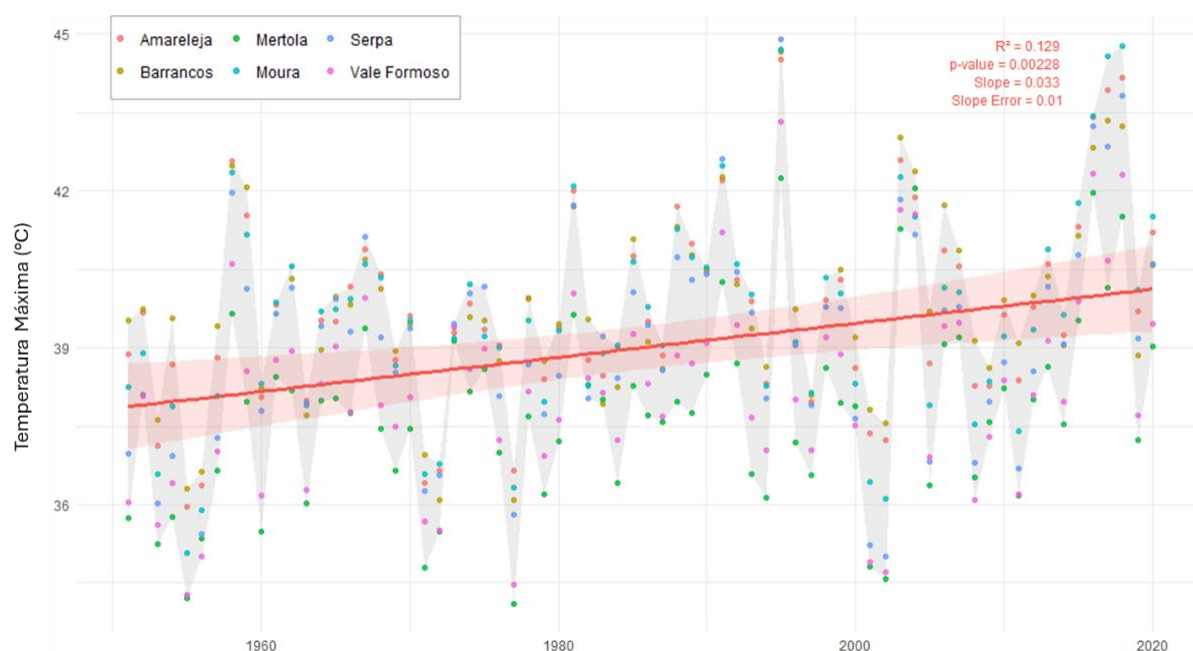


Figura 16 - Evolução da temperatura máxima anual entre 1951 e 2020 para alguns pontos da Margem Esquerda do Guadiana.

II.1.5. Solos

Analisar a informação relativa aos solos da Margem Esquerda do Guadiana é talvez dos exercícios mais importantes para as componentes seguintes deste trabalho. O solo representa a camada superior da superfície terrestre onde a litologia, o relevo, o clima e o tempo se unem para criar um sistema adaptativo complexo onde se desenvolve a biosfera dos ecossistemas emersos. As características gerais do solo (textura, estrutura, densidade, teor de matéria orgânica/carbono) a sua importância e os principais processos de degradação já foram extensivamente descritos¹⁷. Importa, no entanto, compreender mais pormenorizadamente os tipos de solo existentes na área de estudo: quais as suas características em função da litologia, estabelecer relações entre o solo e a vegetação espontânea, compreender a importância da litologia, relevo e solo na definição de diferentes níveis de aptidão agrícola, e interpretar as diferentes problemáticas ambientais associadas a cada tipo de solo.

A informação sobre os solos da Margem Esquerda do Guadiana foi retirada da Carta de Solos e Capacidade de Uso publicada pelo antigo Serviço de Reconhecimento e Ordenamento Agrário (SROA), cujos tipos de solo foram divididos em função da sua classificação na nomenclatura da FAO (Pimenta, 1999). As características de cada uma das

¹⁷ Um resumo dos pontos importantes para este trabalho pode ser encontrado em Cerqueira (2021).

classes de solo da FAO foram retiradas do *World Reference Base for Soil Resources* - 4ª edição¹⁸. Para o cálculo das percentagens de área apenas foi excluída toda a área social e corpos de água, ou seja, apenas foram consideradas as áreas com solo, acrescidas dos afloramentos rochosos. Devido à sua diversidade litológica, surgem na Margem Esquerda do Guadiana sete diferentes tipos de solo (Figura 17).

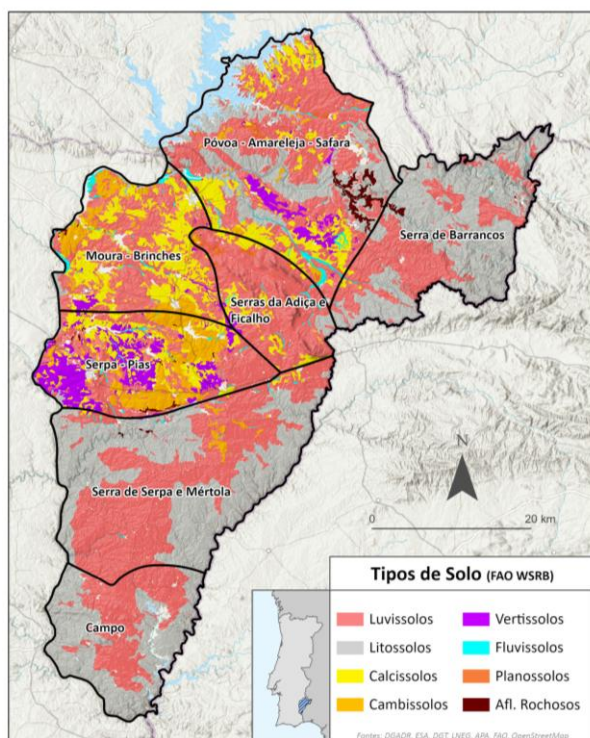


Figura 17 - Tipos de solo na Margem Esquerda do Guadiana para a nomenclatura da World Reference Base for Soil Resources.

Solos com um subsolo rico em argilas

- **Luvisolos** (47%), elevada actividade de argilas, elevado estado de base. Contêm um horizonte árgico a partir de mais de 100cm da superfície mineral. Um horizonte árgico (do latim *argilla*, barro branco) é um horizonte subsuperficial com um teor de argilas distintivamente superior ao horizonte acima. Esta diferenciação textural pode ser causada por uma acumulação iluvial de argilas, formação de minerais de argila no subsolo pela pedogénese, destruição de argilas do horizonte superior, erosão selectiva de argilas ou actividade biológica. Estes são os solos mais comuns

¹⁸ IUSS Working Group WRB. 2022. *World Reference Base for Soil Resources. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*. 4th edition. International Union of Soil Sciences (IUSS), Vienna, Austria.

da Margem Esquerda do Guadiana, e estão associados às áreas de xisto menos erodidas como a área mais perto das cabeceiras da Serra de Serpa e Mértola e os filitos do sector sudoeste da Serra de Barrancos.

Solos com pouca ou nenhuma diferenciação de perfis:

- **Litossolos** (33%), sem desenvolvimento significativo de perfis, formados pela meteorização grosseira da rocha-mãe. Ocorrem em locais onde a erosão é mais intensa e limita a pedogénese, tais como as áreas mais próximas dos Vales do Guadiana, Chança, Ribeira de Limas e Ardila, bem como o segmento de maior declive da Serra de Barrancos onde escava a Ribeira do Murtigão.
- **Cambissolos** (5%), moderadamente desenvolvidos, com um horizonte câmbico a menos de 50cm da superfície mineral do solo, e com o seu limite inferior a mais de 25cm da superfície mineral do solo. Um horizonte câmbico (to latim *cambiare*, mudar) consiste num horizonte subsuperficial que evidencia uma formação de solo de fraca a relativamente forte. Mostra agregados em pelo menos metade do volume da terra fina, a sua camada inferior tem alguns pedaços de rocha-mãe menos meteorizados. Geralmente apresenta um teor de argilas e/ou óxidos de ferro mais elevado do que a camada inferior. Na Margem Esquerda do Guadiana, estes solos surgem associados a depósitos meso-cenozóicos no alinhamento a norte da Aldeia Nova de São Bento – Pias – Moura, bem como da alteração mais recente de alguns granitos.
- **Fluvisolos** (< 1%), de sedimentos estratificados de origem fluvial, com materiais flúvicos, profundidade superior a 25cm e a começar a mais de 25cm da superfície mineral do solo, ou entre o limite de uma camada de lavoura (< 40cm) até uma profundidade a mais de 50cm da camada mineral do solo. Este tipo de solos pode “enterrar” outros solos por deposição deste horizonte flúvico sobre outra camada de solo devido à erosão. Material flúvico (do latim *fluvius*, rio) refer-se a sedimentos de origem fluvial, marinha ou lacustre que recebem material fresco ou receberam no passado e ainda evidenciam estratificação. Este tipo de materiais apenas evidencia uma ligeira formação de solo após a deposição. Estes solos são frequentes em terraços fluviais de algumas ribeiras de menor importância em toda a área a Norte da Serra de Serpa e Mértola, ocorrendo esporadicamente em áreas

de solos de baixas nos fundos de vale de menor declive da Serra de Serpa e Mértola, como é o caso da área a jusante da albufeira da barragem de Vale Formoso.

Solos com acumulação de carbonatos secundários:

- **Calcissolos** (10%), com um horizonte cálcico ou petrocálcico a menos de 100cm da rocha-mãe e sem horizonte árgico acima do horizonte dos calcários, a menos que esse horizonte árgico contenha carbonatos ao longo de todo o perfil. Um horizonte cálcico (do latim *calx*, cal) é um horizonte em que carbonato de cálcio (CaCO_3) secundário se acumulou em concentrações descontínuas. Esta acumulação ocorre frequentemente em camadas subsuperficiais e pode por vezes conter carbonatos primários. Um horizonte petrocálcico (do grego *petro*, rocha, e do latim *calx*, cal) é cimentado por carbonato de cálcio ou magnésio, pode ter uma natureza laminar e é muito resistente à penetração. Este tipo de solos surge especialmente na área de Moura-Brinches, nas áreas de depósitos miocénicos com impregnações calcárias.

Solos com limitações ao crescimento das raízes:

- **Vertissolos** (4%), condições alternantes de seco-húmido, minerais de argila expansiva. Têm um horizonte vértico com início a menos de 100cm da rocha-mãe, mais de 30% de argilas entre a rocha-mãe e o horizonte vértico, e fendas de expansão-contracção. Um horizonte vértico (do latim *vertere*, virar) é um horizonte subsuperficial rico em argilas que devido à expansão e contracção tem agregados de solo de forma curva. Na Margem Esquerda, estes solos correspondem aos Barros na área de Serpa-Pias e entre a Serra da Adiça e as vertentes da margem esquerda do Ardila.

Solos distinguidos pela presença de Ferro e Alumínio (Fe/Al)

- **Planossolos** (< 1%), de águas estagnadas, com diferença textural abrupta a uma distância inferior a 75cm da superfície mineral. Estes solos têm pouca expressão na área de estudo, estando limitados a uma pequena área no sopé noroeste do conjunto Adiça-Ficalho.

Para além destes tipos de solos, surgem também por vezes Afloramentos Rochosos (<1%), associados a litologias de maior dureza (granito e quartzito) ou onde a rocha-mãe está pouco transformada e as camadas superficiais foram removidas pela erosão (xisto).

II.1.6. Vegetação

A vegetação espontânea é o reflexo da interacção complexa entre os elementos do quadro natural: litologia, relevo, recursos hídricos, clima e solo. Em conjunto, criam condições específicas que favorecem o desenvolvimento de diferentes tipos de espécies e respectivas associações: a litologia influencia a disponibilidade de nutrientes e a retenção de água, enquanto o relevo define a exposição solar e a drenagem natural; o clima determina os regimes de temperatura e precipitação que limitam ou promovem o crescimento vegetal; e os solos, como produto das interacções entre esses elementos, fornecem o substrato necessário para o enraizamento e sustentação da vida. Juntos, esses factores moldam os padrões de vegetação, dos bosques mediterrâneos às associações arbustivas e herbáceas, conferindo à paisagem uma enorme diversidade ecológica, antes de ser alterada, degradada ou seleccionada pela acção humana.

O Baixo Alentejo faz parte da região biogeográfica do Mediterrâneo, em particular da província Luso-Extremadurense, que se estende no território português no interior desde a Beira Baixa até à Serra Algarvia. Nesta região, a Margem Esquerda do Guadiana inclui três superdistritos: o Alto Alentejano, a norte do alinhamento da Falha da Vidigueira e incluindo toda a área a norte do Ardila; o Aracenense, junto à fronteira desde o Campo, passado pelo Vale do Chança e terminando na Serra de Barrancos; e o Baixo Alentejano, que vai desde a Serra de Serpa e Mértola à planície de Serpa-Pias e à área das Serras da Adiça e Ficalho. Os tipos de bosque existentes na área de estudo são os determinados pela província Luso-Extremadurense, sendo a especificidade florística do sub-bosque e a composição dos matos de substituição mais determinados pelas características dos distritos ao longo da Margem Esquerda do Guadiana.

A província Luso-Extremadurense é caracterizada por bosques de dois tipos de quercíneas e as etapas de substituição causadas pela sucessão ecológica regressiva desencadeada pela actividade humana: o sobreiral e o azinhal, dominados no estrato arbóreo pelo sobreiro (*Quercus suber*) ou pela azinheira (*Quercus rotundifolia*), e os matos, que

existem ora nos solos incipientes como fase inicial da sucessão ecológica progressiva, quer como etapa de substituição dos bosques principais na sucessão ecológica regressiva.

O Superdistrito Alto Alentejano encontra-se na área de estudo a norte do Rio Ardila, e estende-se até ao Alto Alentejo, sendo, portanto, a sub-região bioclimática menos representativa da Margem Esquerda do Guadiana. O ombroclima predominante é o mesomediterrânico sub-húmido, com transições termomediterrâneas nas encostas voltadas a sul. A paisagem vegetal é marcada pelos montados, alternando com sobreirais em áreas mais húmidas e as comunidades subseriais incluem, por exemplo, o esteval, ou, em áreas mais perturbadas, os giestais. Ao longo das ribeiras são comuns as formações ripícolas e em áreas temporariamente alagadas ocorrem juncais e prados higrófilos (Costa et al., 1998, p. 24).

O Superdistrito Baixo Alentejano corresponde ao sector mais plano e seco da província, situado entre o Guadiana e o alinhamento das serras de Adiça e Monfurado. Na área de estudo corresponde à área da planície entre Serpa – Moura – Sobral da Adiça, bem como na franja mais a norte (Santa Iria) e na mancha de bons solos no sector mais elevado da Serra de Serpa e Mértola. É dominado por um ombroclima termomediterrânico seco a sub-húmido e por substratos maioritariamente xistosos, com excepção dos barros vérticos derivados de rochas máficas (os “barros de Beja”). A flora deste superdistrito inclui espécies endémicas ameaçadas como *Linaria ricardoi* e *Armeria neglecta*. A vegetação espontânea é marcada pela série dos bosques esclerófilos de azinheira, expressa quer em forma de montado quer como azinhal silicícola, e entre as comunidades de substituição destacam-se o esteval ou o escoval. O azinhal termófilo ocorre pontualmente, tal como os matagais edafoxerófilos. Os sobreirais têm expressão restrita, ocorrendo apenas em locais com maior frescura e humidade edáfica. Em vales e áreas de solos hidromórficos, surgem juncais e prados (Costa et al., 1998, p. 25).

O Superdistrito Aracenense, representado pelas serras da Adiça, Ficalho e pelo vale do Guadiana a sul do Pulo do Lobo, situa-se maioritariamente no termomediterrâneo seco. No entanto, embora em locais de maior altitude, como na Contenda (Serra de Barrancos), podem ocorrer influências mesomediterrâneas sub-húmidas. A flora da região destaca-se por vários endemismos e elementos distintivos face aos superdistritos vizinhos, incluindo *Armeria linkiana*, *Campanula transtagana* ou *Daucus setifolius*. A série ecológica dominante é a dos

azinhais silicícolas termófilos que é, no entanto, amplamente substituída por formações arbustivas adaptadas à seca e à recorrência do fogo, como o esteval e alguns matagais xerófilos do tipo. Os sobreirais têm expressão muito reduzida, confinados a áreas mais húmidas onde ocorrem também urzais. Nas áreas secas e semiáridas do vale do Guadiana encontram-se formações de grande originalidade biogeográfica desde zimbrais, escovais e estevais, enquanto no leito rochoso do rio Guadiana, especialmente nas áreas com substrato quartzítico, observa-se a comunidades semi-nitrófilas de gramíneas e pequenas caméfitas (Costa et al., 1998, p. 23, 2012).

Os bosques espontâneos e respectivas etapas de substituição: Sobreiral, Azinhal e Matos

O sobreiro atinge o seu óptimo ecológico nas áreas de maior aridez onde ainda se sente alguma humidade (excluindo, portanto, as orlas mais costeiras). Trata-se de uma calcífuga, isto é, que ‘foge’ dos calcários e prefere solos mais ácidos e pobres, derivados de granitos, xistos, arenitos e areias, com excepção dos solos mais esqueléticos, factor limitante ao desenvolvimento em profundidade das raízes. Por esse motivo, a sua distribuição em Portugal é mais dominante nas orlas Meso-Cenozóicas, especialmente nas areias a Sul do Tejo, onde encontra precipitação suficiente para suprir as necessidades de humidade, mas ainda num domínio deficitário na relação P/PET, ou ainda no Alentejo litoral, numa faixa que se inicia a cerca de 10-20km da costa entre Alcácer e a Serra do Monchique. O seu limite de predominância natural situa-se entre o do Pinheiro-Manso – litoral e centro a Norte do Tejo – e da Azinheira – Interior e Beira Baixa, já no maciço antigo. Na Margem Esquerda do Guadiana, ocorre como bosque climatófilo nos pisos termo- a meso-mediterrâneo, preferindo solos derivados de silicatos (xistos, granitos, arenitos) e evitando calcários (Arsénio, 2011; Capelo et al., 2021).

A azinheira, por outro lado, é menos exigente quer em litologia quer em clima, resistindo bem a maiores amplitudes térmicas e por esse motivo tem maior presença no interior Sul do país, nos solos mais pobres das litologias do Maciço Antigo. Tem uma elevada resistência aos períodos prolongados de seca – a par de espécies como a alfarrobeira e o zambujeiro – e também à agressão de Invernos demasiado chuvosos ou geadas (Capelo et al., 2021; Feio, 1991).

Os matos correspondem, em regra, a etapas de substituição dos bosques climatófilos (ou a fases iniciais em solos incipientes), com porte e densidade variáveis; a sua instalação e

persistência resultam do pastoreio, da mobilização do solo ou dos ciclos de uso. São caracterizados por espécies do sub-bosque, herbáceas e arbustivas, de porte e densidade variáveis, sendo possível existir etapas de degradação sucessiva do bosque onde as espécies mais resistentes surgem espalhadas em pequenas manchas intercaladas por solo a descoberto (Capelo et al., 2021).

No contexto regional, as séries climatófilas de referência são as do sobreiral e do azinhal, com expressão dominante em materiais siliciosos (xistos, granitos, quartzitos) e organização bioclimática nos pisos termo- a meso-mediterrânico da Subprovíncia Luso-Estremadurense (Arsénio, 2011; Moreira & Neto, 2005). No entanto, os sobreirais e azinhais sofreram ao longo de vários séculos de ocupação humana uma mudança por selecção artificial de preservação do sobreiro no estrato arbóreo para, para além da extracção de madeira e cortiça, coexistir com a cultura de cereais e forragens e o pastoreio de gado em regime extensivo. Este tipo de paisagem seminatural é o *montado* (também *dehesa*, em espanhol).

Depois de várias décadas a séculos de exploração, alguns montados foram ficando degradados à medida que se foi degradando também o solo e o clima evoluiu para um cenário de maior aridez. Com a perda da produtividade, algumas destas parcelas foram sendo abandonadas, desencadeando-se um processo de recuperação do ecossistema no sentido de regressar ao sobreiral primitivo: a sucessão ecológica progressiva. Nestas fases de substituição, é comum surgirem algumas espécies do estrato herbáceo e arbustivo não pastoreáveis que preenchem o espaço outrora coberto por culturas anuais ou pastagens: os matos.

Nos sobreirais deste tipo, as duas espécies mais comuns são a esteva (*Cistus ladanifer*) ou o saganho-mouro (*Cistus salviifolius*), cuja presença tende a ser prolongada porque a evolução natural do sobreiral primitivo é por si muito lenta. Dependendo do ponto de partida da degradação, a evolução do bosque no sentido de voltar a ter árvores só acontece quando o solo recuperar a sua estrutura, matéria orgânica e profundidade. Uma vez que este tipo de associação vegetal ocorre muito em solos com elevada susceptibilidade à erosão, como os xistos, e/ou em condições de elevada aridez, o processo de recuperação do solo (pedogénese) pode ser muito lento e com ele todo o processo de reconstituição do sobreiral.

Os azinhais são a associação de bosque mais frequente na Margem Esquerda do Guadiana devido à sua resistência a elevadas amplitudes térmicas. Nesta área, os azinhais mais importantes são os do tipo silicícola, ou seja, que preferem solos ácidos derivados de granitos, xistos e quartzitos. Dominam principalmente nas áreas mais termófilas da Margem Esquerda, nomeadamente os vales do Guadiana e do Chança e a Serra de Barrancos, que são também as áreas de maiores amplitudes térmicas e incluem espécies como a ‘palmeira das vassouras’ ou a ‘erva cavalinha’, ausentes nos demais azinhais. No seu estado primitivo, são bosques pouco densos devido à morfologia do terreno onde têm por norma desenvolver-se. Tal como os sobreirais, também os azinhais foram sendo progressivamente substituídos por montado de azinho. Este tipo de montado é mais comum na Serra de Barrancos, apesar de ter existido um pouco por toda a Margem Esquerda até terem sido extensivamente removidos durante o século XX.

Nas etapas de substituição dos sobreirais e azinhais, ou como parte integrante da sucessão ecológica progressiva em solos incipientes e pouco desenvolvidos surgem os matos. Devido ao elevado grau de artificialização da paisagem em Portugal, os matos espontâneos naturais são quase inexistentes e apenas existem em alguns locais “por se encontrarem em vertentes íngremes, de difícil acesso ou em lugares protegidos, por muros ou por proibições, da destruição [antrópica] e pelo gado miúdo (Lautensach, 1988, p. 588), como por exemplo a vertente Sul da Serra da Arrábida. Por esse motivo, as demais associações de matos são ou subespontâneas ou muito determinadas por questões culturais e outras dinâmicas de uso do solo. Os matos bravos – também denominados *maquis* – são “associações de altos arbustos de folhas perenes sempre verdes, de densidade suficientemente elevada para impedir qualquer desenvolvimento importante (...) das anuais do sub-bosque” (Lautensach, 1988, p. 562). Quando estas associações são dominadas por uma ou por um conjunto limitado de espécies atribui-se o sufixo ‘al’ à espécie dominante, como acontece com os exemplos importantes para a Margem Esquerda do Guadiana (*esteval*, *tojal*). Este domínio é geralmente causado por selecção artificial principalmente pelo gado – ao seleccionarem as plantas de que gostam para comer, resistindo na paisagem as restantes – ou pela actividade humana, em função das espécies que podem ser necessárias remover por exemplo para lenha.

Por serem pouco exigentes nos solos que preferem, estas associações vegetais acabam por estar menos associadas aos limites litológicos e geológicos do país. No entanto, a

sua diversidade específica e ritmo de evolução vai depender do ponto de partida do seu desenvolvimento ou da evolução das características podológicas do local onde se inserem: um mato por substituição de um bosque desenvolvido vai ter espécies associadas quer ao estado de degradação prévio à recuperação, quer ao banco de sementes existente; por outro lado, quando a vegetação se começa a desenvolver num solo incipiente, a introdução de novas espécies vai depender da formação de um horizonte orgânico e da progressiva estratificação dos restantes horizontes do solo.

Sobre a espécies agrícolas e respectiva aptidão edafo-morfológica na Margem Esquerda do Guadiana

A agricultura tradicional da Margem Esquerda é a baseada em culturas de sequeiro: cereais de Inverno, grãos ou leguminosas, geralmente associadas a montado de azinho ou sobro com criação de gado, bem como algumas áreas de olival tradicional de sequeiro. Esta realidade é em parte uma herança directa do quadro natural: o clima mediterrâneo, marcado por uma sequência irregular de anos secos e húmidos permite boas produções de culturas de Primavera (i.e., grãos e leguminosas); os solos de barro no granito, mais profundos, sem grandes relevos e com maior capacidade de retenção de água são geralmente propícios à produção de cereais de Inverno (i.e., Trigo, Aveia, Cevada, Centeio); os solos no xisto dissecado pela acção erosiva da rede hidrográfica, mais incipientes, de relevos mais irregulares, têm uma fraca aptidão para a agricultura e, portanto, estão mais associado ao montado tradicional de criação de gado; nos solos dos depósitos miocénicos, quando o relevo é mais importante surge o olival tradicional, quando é mais plano pode-se produzir algum cereal caso seja essa a necessidade. O regadio nesta área está reduzido a alguns furos e hortas de pequena dimensão, ou então associado aos terraços do Guadiana.

A evolução da paisagem na Margem Esquerda ao longo das últimas décadas vai ser trabalhada com maior detalhe no capítulo referente à ocupação humana (II.2). No entanto, as exigências bioclimáticas e edafo-morfológicas de cada uma das espécies de culturas importantes na região é um assunto directamente relacionado com o quadro natural que importa perceber. A localização desta informação ao longo do texto é um tema complexo. Por um lado, as culturas agrícolas são trazidas para uma região em função daquilo que melhor se pode produzir no clima, relevo, litologia e solo; são, à partida, um assunto puro de ocupação humana que se pode assumir estar adaptado ao quadro natural. Por outro, há nesta área de

estudo complexidade e heterogeneidade edafo-morfológica suficiente para umas espécies de culturas se darem bem numa parte e terem impactos ambientais gravíssimos noutra. Como será evidente ao longo da história da evolução do uso do solo, o ser humano induz uma não-linearidade entre a aptidão natural do território e as culturas que nele desenvolve. Para perceber melhor, à partida, esse jogo de adequação, seria interessante perceber quais as exigências naturais das espécies de produção mais importantes na Margem Esquerda: cereais de Inverno, culturas de Verão quente, proteaginosas e pomares de sequeiro. A produção de hortícolas e outros produtos mais exigentes e água e solo existe, mas de forma pouco expressiva, de dimensão mais familiar e de subsistência, não será considerada.

Cereais de Inverno

Os cereais de Inverno são umas das principais culturas da Margem Esquerda do Guadiana. A sua distribuição ao longo da região variou no tempo em função das necessidades de produção alimentar e política agrária nacional, resposta aos preços de mercado influenciados pela inflação, ou mais recentemente pela política do mercado-comum da União Europeia. Os principais cereais de Inverno cultivados na Margem Esquerda do Guadiana são o Trigo, a Cevada, a Aveia e o Triticale.

- **Trigo** (*Triticum sp.*): Existem dois tipos de trigo cultivados na Margem Esquerda do Guadiana: o Trigo Mole (*Triticum aestivum*), a variedade de cultivo mais comum e com maior potencial produtivo, mas com alguma exigência a nível do clima (não tolera grandes amplitudes térmicas nem Invernos muito húmidos) e do solo (baixa tolerância à acidez, necessita de boa drenagem) (Chauhdary et al., 2024; Filip et al., 2023); e o Trigo Duro (*Triticum durum*), de menor potencial produtivo mas mais adaptado a climas semiáridos e temperaturas mais elevadas, necessita de menos água para o ciclo vegetativo, sendo por isso mais resistente à seca (Beres et al., 2020; De Vita & Taranto, 2019; Tidiane Sall et al., 2019). Ambas as variedades têm à partida um ciclo vegetativo longo, com a sementeira nas primeiras semanas do Outono (Outubro) e ceifa em meados do Verão (Julho/Agosto). No entanto, há dois factores limitantes ao crescimento do Trigo: 1) o excesso de água nas chuvas de Inverno, que limita o crescimento da planta; 2) a ausência de precipitação na Primavera e início do Verão, que encurta o ciclo vegetativo e limita o potencial produtivo. Assim, no Baixo Alentejo, tal como na generalidade da região do

Mediterrâneo, o ciclo vegetativo encurta-se para entre Novembro e Abril/Maio, levando a uma menor produtividade face a outras áreas do País e da Europa. Nos solos de pior drenagem das Serras de Serpa e Mértola, a produtividade é duas a três vezes inferior à dos solos de média drenagem nos barros de Beja.

- **Cevada** (*Hordeum vulgare*): Prefere solos bem drenados e com alguma fertilidade, mas está adaptado a uma grande variedade de tipos de solo e texturas, com um Ph entre 6 e 7,5. Cresce durante o Inverno e início da Primavera em climas temperados e tem alguma resistência à seca, mas necessita de um fornecimento de água ao longo de todo o ciclo vegetativo. Trata-se de uma cultura mais resistente à seca, mas menos tolerante à acidez do solo e ao excesso de precipitação no Inverno do que o Trigo. Tem boa aptidão nos solos de barro e é cultivado em algumas rotações no restolho do Trigo (Carmo & Domingos, 2021; de Oliveira Aparecido et al., 2025; Liu et al., 2016; Tomaz et al., 2018; Yadav et al., 2023).
- **Aveia** (*Avena sativa*): Tem melhor tolerância a solos menos férteis, o que a torna uma boa opção na Serra de Serpa e Mértola para a produção de forragem. Nas áreas mais férteis é utilizada em algumas rotações no restolho do Trigo, sem lavoura. Até à domesticação do Triticale, era a única opção de cultura de cereais no restolho do trigo nas terras mais pobres de xisto.
- **Triticale** (*Triticosecale*): Esta espécie surge de um cruzamento natural entre o Trigo e o Centeio, tolerando melhor solos ácidos, climas mais secos e situações de déficit hídrico. Por este motivo, tem potencial de ser um substituto mais rentável para a aveia nos solos mais pobres das Serras de Serpa e Mértola.

Culturas de Verão Quente

As culturas Verão quente correspondem às “culturas tropicais de ciclo vegetativo curto, da ordem dos 4 ou 5 meses, (...); cabem no Verão dos climas temperados, que têm temperaturas suficientes” (). Este tipo de culturas tem algum potencial na região do Mediterrâneo na condição de existência de água seja por regadio, seja pela proximidade a linhas de água. Por esse motivo, estas culturas têm pouca expressão na Margem Esquerda do Guadiana, sendo principalmente produzidas nas proximidades do Guadiana – milho de sequeiro, aproveitando a humidade do solo – seja em rotações na Primavera, depois de um ano de cereais de Inverno nos solos de barro, como é o caso do girassol.

- **Milho** (*Zea mays*): Exige abundância de água, especialmente na fase de crescimento, o que limita muito a sua capacidade produtiva em climas semiáridos (Piscitelli et al., 2021). A temperatura óptima de crescimento situa-se na casa dos 28-30°C (Teshome et al., 2024), algo que é frequente na Margem Esquerda a partir da Primavera. Prefere solos de maior profundidade, de textura fina, com elevado teor de matéria orgânica e reduzida acidez, tornando-a uma espécie “exigente e sensível, sujeita a acidentes e que recupera mal deles” (Feio, 1991). Sendo a estação quente e seca coincidentes no clima da área de estudo, a produção de sequeiro está naturalmente limitada a situações muito específicas de proximidade aos cursos de água – por exemplo, nos terraços do Guadiana – ou então à existência de infra-estruturas que permitam a produção de regadio, o que é raro. Trata-se de uma cultura com pouca presença e, portanto, pouco relevante.
- **Girassol** (*Helianthus annuus*): Mais tolerante à escassez de água, excepto na fase de germinação e floração, sendo a produtividade nas regiões semiáridas limitada em anos mais secos. Necessita de solos bem drenados e ricos em nutrientes para produzir com bons rendimentos (Feio, 1991). Tolerar temperaturas elevadas, mas a temperatura extrema pode afectar a polinização (Agüera & de la Haba, 2021; Gül et al., 2023). Na Margem Esquerda do Guadiana tem alguma presença nos barros, onde a drenagem é moderada – a mais elevada na área de estudo – surge associada a rotações depois de um ano de cereais de Inverno, em alternativa ao grão-de-bico.

Proteaginosas

As proteaginosas são a classe de leguminosas com elevado teor de proteína. Por serem leguminosas, são também fontes de azoto ao solo, servindo simultaneamente o propósito de melhorar a qualidade do solo e fornecer alimento humano e para gado.

- **Grão-de-Bico** (*Cicer arietinum*): Bem adequada a climas semiáridos, necessita de alguma água sobretudo na fase de floração. Prefere solos férteis com boa drenagem, não muito húmidos (Galvão, 1942, citado por Feio, 1991). Tolerar temperaturas elevadas, estando bastante adaptada à região do Mediterrâneo. Tem a capacidade de fixar azoto no solo em simbiose com as bactérias existentes no solo, tornando-a uma cultura de baixa pegada hídrica e de carbono (Arriagada et al., 2022; Brun et al., 2024). Na Margem Esquerda, tem potencial produtivo nos

solos de barro em rotação com cereais de Inverno, sendo cultivado no início e colhido no final da Primavera, onde pode atingir produções na ordem dos 700 kg ha⁻¹, quase exclusivamente utilizados para alimentação humana (Feio, 1991).

- **Tremoço** (*Lupinus albus*) e **Tremocilha** (*Lupinus luteus* e *Lupinus angustifolius*): As três variedades de *Lupinus* existentes na Margem Esquerda do Guadiana são utilizadas sobretudo como sideração para melhorar a fertilidade do solo (*luteus*, tremocilha) e para alimentação animal (*angustifolius*, tremoço azul) e, em menor expressão, para alimentação humana (*albus*, tremoço branco). Todas estas espécies são relativamente resistentes à seca e a temperaturas elevadas, mas com graus diferentes de exigência. A diferença de expressão entre o tremoço azul e o tremoço branco podem estar associadas à maior tolerância do tremoço azul à fertilidade reduzida, stress hídrico e acidez do solo (Berger & Ludwig, 2014; Mori Alvez et al., 2024). Estas espécies são cultivadas sobretudo nos solos mais pobres da Margem Esquerda do Guadiana – grande expressão na Serra de Serpa e Mértola – onde é necessário induzir alguma fertilidade nos anos sem cultivo e devido à sua melhor complementaridade com a criação de gado, com maior expressão nestas áreas.

Pomares de Sequeiro

A distinção de espécies de ‘pomares de sequeiro’ vai de encontro à divisão sugerida por Feio (1991) tendo em conta a sua aptidão edafoclimática. As espécies que se consideram mais relevantes para a Margem Esquerda do Guadiana são a Oliveira, Amendoeira, Figueira, Alfarrobeira e a Vinha. Algumas destas espécies têm uma longa tradição na área de estudo, como é o caso da oliveira com espécimes milenares em Serpa. No entanto, o modo de produção foi mudando e hoje algumas destas espécies são cultivadas em produção de regadio, como é o caso da oliveira e da amendoeira.

- **Oliveira** (*Olea europaea*): talvez a espécie mais característica da região do Mediterrâneo, beneficiando do Inverno húmido e fresco e Verão quente e seco que caracterizam o clima. Dá-se numa grande variedade de tipo de solos, tendo preferência por textura moderadamente fina (de francos a franco-argilosos), com alguma profundidade, boa drenagem, ricos em calcário e com Ph entre moderadamente ácido a ligeiramente alcalinos (até 8,5). O local ideal para a sua

instalação são terrenos planos com boa insolação que não sejam afectados por geadas no Inverno e Primavera o que, apesar das baixas temperaturas nestas estações, não é um problema comum no Baixo Alentejo Interior (Feio, 1991). Por estes motivos, a Margem Esquerda do Guadiana tem um elevado potencial para o desenvolvimento de oliveiras, ao ter áreas com todas ou quase todas as condições edáficas, climáticas e morfológicas: nos terrenos dos depósitos miocénicos com materiais calcários na área entre Serpa, Brinches e Moura e nos depósitos tipo *raña* no sector plano a SE da Aldeia Nova de São Bento, já na Serra de Serpa e Mértola e na proximidade das Serras de Adiça e Ficalho¹⁹.

- **Amendoeira** (*Prunus dulcis*): também bastante adaptada ao clima mediterrâneo e a ambientes sub-húmidos, prefere solos bem drenados e férteis, tolera temperaturas elevadas, mas o excesso de calor pode prejudicar a floração. Necessita de baixas temperaturas para frutificar (abaixo dos 7°C) (Alghamdi, 2024; Freitas et al., 2023). Devido a estas características, não tem grande aptidão natural na Margem Esquerda do Guadiana, o que se traduz na sua expressão reduzida em alguns amendoais regados em sebe que surgiram associados a dinâmicas do mercado internacional.
- **Alfarrobeira** (*Ceratonia siliqua*): bastante adaptada a regiões de clima semiárido, tendo preferência por 250-500 mm de precipitação anual, tolerando bastante bem períodos secos. Surge frequentemente associada a terrenos mais declivosos e pedregosos onde as raízes possam penetrar para aceder à água subterrânea (Boutasknit et al., 2021; Dahmani et al., 2023). Não sendo espontânea nem tradicional na Margem Esquerda do Guadiana, encontra-se cultivada em alguns retalhos na Serra de Serpa e Mértola, bem como no ‘Campo’, mais a Sul.
- **Vinha** (*Vitis vinifera*): espécie bem-adaptada a climas semiáridos da região do Mediterrâneo. Prefere Verões quentes e secos, com as elevadas temperaturas durante a fase de crescimento a potenciar a qualidade das uvas (ótimo de fotossíntese por volta dos 30°C), bem como Invernos húmidos, com um ótimo de produção entre os 500-700 mm (Prada et al., 2024). Está bastante bem-adaptada

¹⁹ Apesar de ser uma espécie tradicionalmente associada ao sequeiro, a criação do perímetro de rega do Alqueva e respectivas barragens de apoio mudou radicalmente este panorama.

a diferentes tipos de solo, desde que bem drenados, existindo sob a forma de distintas variedades adaptadas às diferentes condições edafoclimáticas. Frequentemente cultivada em terrenos declivosos que potenciam a drenagem, tem presença principalmente em encostas perto das localidades de Serpa, Brinches e Pias.

II.2. Ocupação Humana

II.2.1. Até ao final do Século XIX

Para melhor compreender as dinâmicas territoriais da Margem Esquerda do Guadiana na actualidade, importa compreender como o quadro natural é ocupado pelas sociedades humanas: Como se organizam as povoações? Quem e quantos as habitam? Como se distribuem? No que trabalham e do que vivem? Que paisagem criaram e qual a sua evolução recente? Existem diversos estudos sobre os povoamentos na Margem Esquerda desenvolvidos por colegas da arqueologia: é uma área com diversos vestígios de ocupações pré-romanas e romanas, teve uma forte presença islâmica, foi alvo de avanços e recuos durante a reconquista cristã e palco de algumas contendas fronteiriças entre Portugal e Espanha. Do ponto de vista histórico, arqueológico e cultural, é uma área riquíssima, na qual permanecem muitas referências linguísticas e culturais que, não apagadas, se foram actualizando com o passar dos tempos.

As grandes movimentações que viriam a mudar o rumo da paisagem desta parte do Baixo Alentejo começaram sobretudo no final do século XIX. Ainda assim, importa ilustrar como era a Margem Esquerda imediatamente antes desse período, remetendo todo o passado mais antigo para leituras mais especializadas. Tal como acontecia com a grande parte do Baixo Alentejo, a Margem Esquerda era o domínio do latifúndio: as terras rapidamente conquistadas pelos cristãos foram divididas em grandes parcelas e entregues a ordens religiosas e militares, aproveitando a facilidade de dividir e administrar a extensa peneplanície. Com o fim das ordens religiosas e militares, estes grandes domínios foram distribuídos por diferentes famílias nobres, numa primeira vaga de ‘privatizações’ em que as terras eram geridas segundo os princípios do feudalismo: senhores, feitores, lavradores e seareiros eram alguns dos diferentes graus hierárquicos do latifúndio, distinguindo quem tem, gere, explora e trabalha.

O *Montado* era “a imagem de marca da paisagem agrária do Alentejo” (Brum Ferreira, 2001): durante as arroteias do bosque espontâneo para ganhar área para produção de alimento, foram conservadas algumas árvores de sobreiro e/ou azinheira que serviam o duplo propósito de dar sombra e algum alimento com as bolotas, mais tarde reforçado com a produção de cortiça nos sobreirais. O resultado é uma paisagem artificializada que articula as

espécies dos bosques espontâneos com a marca indelével do trabalho humano e da história agrária da região.

O regime de uso do solo no latifúndio baseava-se principalmente na produção de cereais e criação de gado, havendo também áreas de olival, vinha, hortas e pomares. A distribuição dos diferentes usos do solo pela região sempre foi muito influenciada pela litologia, relevo e solos: nos barros produzia-se essencialmente cereais; os depósitos miocénicos eram tradicionalmente conhecidos como os *olivais*, uso que se estendia a algumas áreas mais declivosas; nas baixas e terraços fluviais distribuíam-se as hortas e os pomares; enquanto as vinhas tinham uma distribuição mais difusa e menos expressiva.

Existem algumas referências ao uso do solo nas diferentes partes do município de Serpa entre 1751 e 1884: em meados do século XVIII, na área de Brinches, produzia-se sobretudo trigo, cevada e leguminosas; os matos, onde se caçava coelhos, lebres e perdizes, eram um “matagal, onde havia sido anteriormente uma selva natural” (Affreixo, 1884). Segundo o mesmo autor, é nas imediações da Aldeia Nova de S. Bento que há uma maior quantidade de terrenos sem utilização agrícola e proprietários de classes sociais mais baixas, enquanto a freguesia de Salvador era a sede da população mais rica. A imigração nesta altura parece ter iniciado alguns arroteamentos de áreas com solos mais pobres no concelho, uma vez que o aumento populacional significava também uma maior necessidade de produzir alimento.

Para além do latifúndio, havia ainda outro tipo de regime de propriedade: as áreas de usufruto comum, os baldios. Estas áreas correspondiam geralmente a solos mais pobres e esqueléticos, de declives mais acentuados, geralmente associados a áreas de Serra; na Margem Esquerda do Guadiana os principais baldios situavam-se em Moura, na Serra de Barrancos, e na Serra de Serpa e Mértola. Este tipo de propriedade tem uma grande importância histórica para as populações locais por serem as áreas onde podiam complementar os rendimentos do seu trabalho com a recolha de alguns materiais (mel, lenha para carvão), levar o gado ao pasto ou ainda produzir algum cereal, quando necessário.

Acerca da Serra de Serpa, dizia-se no final do século XIX que “o seu aforamento [privatização do uso] encontra séria resistência por parte de muitos lavradores, que pretendem conservá-la como logradouro comum para os seus gados. [Alguns esforços] têm

sido feitos com o intuito de regular as roças e queimas, de maneira que se poupem as azinheiras e sobreiros em vias de criação (...). Dizem os entendidos que o único meio de evitar a destruição dos arvoredos nascentes era a divisão da Serra em lotes e o seu imediato aforamento, medida que a tempo aliviava os contribuintes e facultaria o desenvolvimento de uma grande região florestal” (Affreixo, 1884). A divisão e privatização dos baldios foi um assunto de extrema importância quer nas suas causas, quer no impacto sentido nas populações locais, levando mesmo a conflitos²⁰. Para leituras mais detalhadas sobre a divisão do baldio da Serra de Serpa e da Serra de Mértola recomenda-se Roxo (1994), Santos & Roxo (2017) e Rodrigues (2016).

II.2.2. Do final do século XIX à divisão dos Baldios

Na transição do absolutismo para a monarquia liberal ocorrerem transferências de propriedade que favoreceram os “grandes agricultores da região (...) e capitalistas de Lisboa, dando origem a uma poderosa elite agrária com capacidade para pressionar o governo e com o controle efectivo da região” (Santos & Roxo, 2017). Por altura da década de 1880 iniciou-se o “desaparecimento acelerado da estrutura económica do antigo regime”, desencadeando uma profunda modificação na paisagem Alentejana (Brum Ferreira, 2001). Alguns dos factores desta mudança incluem: 1) as mudanças demográficas, com o aumento populacional através da imigração, desde o século XVIII aos anos de maior actividade nas minas da faixa piritosa; 2) os arroteamentos, para aumentar a área de produção de alimento e conseguinte recuo dos maninhos e da charneca; 3) as novas técnicas culturais, como a fertilização artificial e algumas novas inovações mecânicas; 4) o progresso do caminho-de-ferro e a densificação da rede de estradas, que alterou a estrutura funcional do espaço e a forma de transportar mercadoria e pessoas, portanto produtos e trabalho; 5) por fim, as leis proteccionistas do final do século XIX que vieram subsidiar e valorizar a produção de cereais.

A paisagem de um montado associado ao cultivo de cereais veio substituir aos poucos o montado tradicional que era sobretudo ocupado por gado de pasto em regime extensivo: “o aumento dos montados é (...) subproduto das arroteias para o trigo, [variando] na razão inversa da charneca” (Feio, 1998). A dimensão desta mudança pode ser ilustrada pela variação

²⁰ Os conflitos da divisão dos baldios em Portugal foram retractados na literatura por Aquilino Ribeiro em *Quando os Lobos Uivam*, cuja história se desenrola numa serra nas Beiras.

na área de montado no Alentejo Interior: cerca de 400 000 ha em 1867, mais do que duplicados para cerca de 900 000 ha em 1902 (Vieira, 1991, citado por Brum Ferreira, 2001). Muitos dos montados que existem à data de hoje são relativamente recentes, têm pouco mais de um século. Os montados muito antigos, da ‘azinheira que já não sabia a idade’, encontram-se sobretudo em áreas de menor aptidão agrícola e com um passado de criação de gado. Um exemplo disso é a Serra de Barrancos, onde o montado sobretudo de azinho era acompanhado da criação de ovelhas para lã que, quando esta desvalorizou, foram substituídas pela criação de porcos, o que deu bons rendimentos até à chegada da peste suína africana em 1957-60.

Apesar das mudanças intensas no regime de uso do solo e da paisagem, resistiu à revolução liberal a estrutura social complexa caracterizada pela manutenção de estruturas herdadas do antigo regime: mantiveram-se os contractos que ligam quem trabalha a terra ao seu dono, o modo de arrendamento, as contas a pagar ao senhorio em dinheiro e em géneros de produção; a repartição da propriedade, a estrutura fundiária, os privilégios e as servidões. A cultura de cereais no final do século XIX era caracterizada por uma muito fraca rentabilidade, limitando-se aos solos de melhor qualidade e algum autoconsumo. Havia também uma sinergia com a pecuária: o gado alimentava-se da palha que restava da produção, enquanto o estrume fertilizava as terras, criando a imagem da “economia muito pobre típica do Baixo Alentejo” (Feio, 1998). A competitividade internacional do cereal português era baixa, devido à pouca rentabilidade que se traduzia em preços elevados. O preço limitava a capacidade de escoar cereal português dentro do país devido ao produto ser mais barato. Na viragem do século, a lei dos cereais de 1898-99 foi criada para “impedir a importação de trigo exótico quando houvesse nacional, afixando para este um preço suficientemente renumerado, tabelando o custo do pão e cuidando também de outros pormenores complementares relativos à moagem e rateio” (Reis, 2020).

Conhecida como ‘lei da fome’ devido ao seu impacto na subida do preço do cereal (Reis, 1979), esta medida teve como resultado a manutenção do poder económico do latifúndio, o alargamento de alguma produção para solos mais pobres bem como alguns primeiros registos de processos erosivos. No entanto, a dimensão dos montados foi ainda relativamente reduzida devido às técnicas tradicionais de cultivo com recurso a lavouras pouco profundas, uma boa densidade de cobertura arbórea de sobreiros e azinheiras, e longos períodos de pousio que permitiam o crescimento natural dos matos (Feio, 1998).

A ocupação do solo na Margem Esquerda do Guadiana em finais do século XIX

No final do século XIX, a ocupação do solo na Margem Esquerda do Guadiana era caracterizada por um mosaico entre a os padrões de ocupação históricos, do latifúndio na região de Serpa e Moura, nos montados da Serra de Barrancos, as charnecas e matos das Serras de Serpa e Mértola, e alguns campos agrícolas de média dimensão na parte nordeste do concelho de Mértola. Para ilustrar estas situações, será utilizada a informação disponível nas cartas agrícolas de Pery, bem como a informação delas sistematizada por Feio (1998) para as cartas publicadas, e por Roxo (1994) para as minutas não publicadas dos baldios da Serra de Serpa e Mértola.

As cartas de Pery são um conjunto de mapas publicados à escala 1: 50 000 que descrevem os usos do solo, limites das propriedades e edificado, caminhos e toponímias para todo o país. O período de referência da informação é 1882-1893²¹, curto o suficiente para assumir que caracterizam uma realidade mais ou menos estável no tempo, até por não ter sido uma década de grandes mudanças documentadas. Para sistematizar a informação das cartas e permitir a sua comparação com estatísticas regionais e com a carta agrícola e florestal do SROA, Feio (1998) dividiu as áreas dos municípios em regiões. Para este trabalho, importa ter em atenção a informação para o ‘Baixo Alentejo Norte Interior’ (Moura e Serpa), para o ‘Alentejo Meridional’ (Mértola) e para a ‘Serra de Barrancos’, bem como o respectivo período de levantamento da informação. A figura abaixo sistematiza a utilização do solo para os concelhos da Margem Esquerda do Guadiana para o período 1882-1893²².

²¹ Raros são os exemplos de cartografia produzida com esta escala e cobertura geográfica neste período, salvo alguns exemplos referidos por Feio (1998); trata-se de um arquivo importantíssimo que seria interessante digitalizar e vectorizar quer para efeitos de disseminação, quer para a sua utilização para trabalhos científicos.

²² A informação aqui descrita encontra-se dividida em concelhos, encontrando-se a totalidade da área do concelho na Margem Esquerda do Guadiana, excepto Mértola, que tem a maior parte da sua área na margem direita, e será interpretada como representativa da área de estudo.

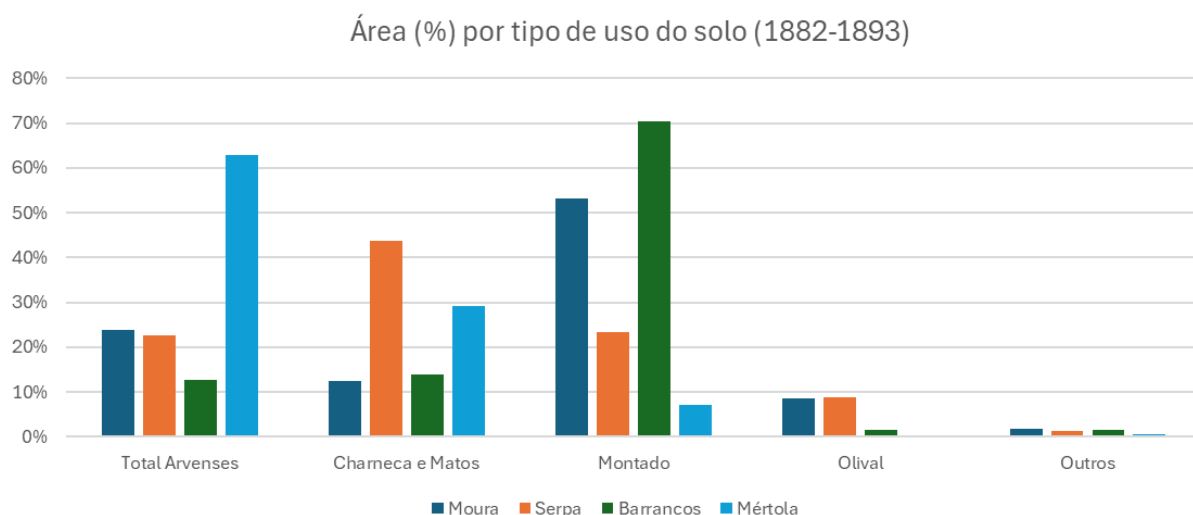


Figura 18 - Área total de cada município associada a cada uso do solo segundo a carta de Pery (período de referência 1882-1893), adaptado de Feio (1998). As classes da legenda foram harmonizadas para melhor corresponderem entre as nomenclaturas de Pery e a carta agrícola e florestal do SROA (período de referência 1951-1960).

A ocupação do solo nesta época é confirmada por muita da interpretação da interacção clima-relevo-solos ao longo de toda a área de estudo: cereais de sequeiro nos bons solos; montados nos solos particulares de menor qualidade associados aos azinhais; charnecas e matos nos litossolos esqueléticos dos terrenos baldios; hortas, pomares e vinhas nas baixas e terraços fluviais, com muito menor expressão. Nos solos de melhor qualidade de Serpa e Moura há uma proporção considerável de área ocupada por culturas arvenses, especialmente cereais de sequeiro, que corresponde aos barros das rochas gabro-dioríticas. As áreas de montado são especialmente predominantes nos concelhos de Moura e Barrancos, onde o domínio do latifúndio se alastrou pelas terras de xisto, com excepção dos baldios da Serra Colorada e do Baldio da Torrita, no extremo fronteiro a nordeste. Na parte Sul do concelho de Serpa, os solos derivados dos xistos do Pulo do Lobo, conhecidos como ‘Terras Galegas’, de pior qualidade, encontram-se quase totalmente cobertos de charnecas e matos no Baldio da Serra Grande de Serpa; esta realidade continua um pouco mais a Sul, no extremo nordeste do concelho de Mértola, também baldio, correspondendo a uma pequena área do concelho (4%).

Por fim, e apesar da fraca aptidão dos solos para a agricultura (C+D+E), o concelho de Mértola é predominantemente ocupado por culturas arvenses, algo que pode ser explicado, por um lado, por necessidade produtiva – em áreas menos produtivas será necessário cultivar mais para produzir o mesmo – quer por necessidade demográfica – a abertura das minas da faixa piritosa e a importância do porto do Pomarão trouxeram um aumento populacional importante que fazia falta alimentar.

A propriedade, a sua gestão e algumas contas de produção

Um exemplo de como era gerido o latifúndio na Margem Esquerda foi publicado por Feio (1985) com base nas notas de José Manuel Pereira Cortez, que registava os resultados das suas explorações, numa espécie de diário de campo com preços de compra e venda, contractos com fornecedores, serviços e trabalhadores, rendas, entre outros. As explorações de Pereira Cortez eram todas situadas na parte Sul do concelho de Serpa, com excepção de uma situada na margem direita do Guadiana, que não será considerada (Figura 19). A área total das explorações era de 2182 ha, dos quais 48% tinha solos de muito boa capacidade de uso (A+B), intensamente cultivados.

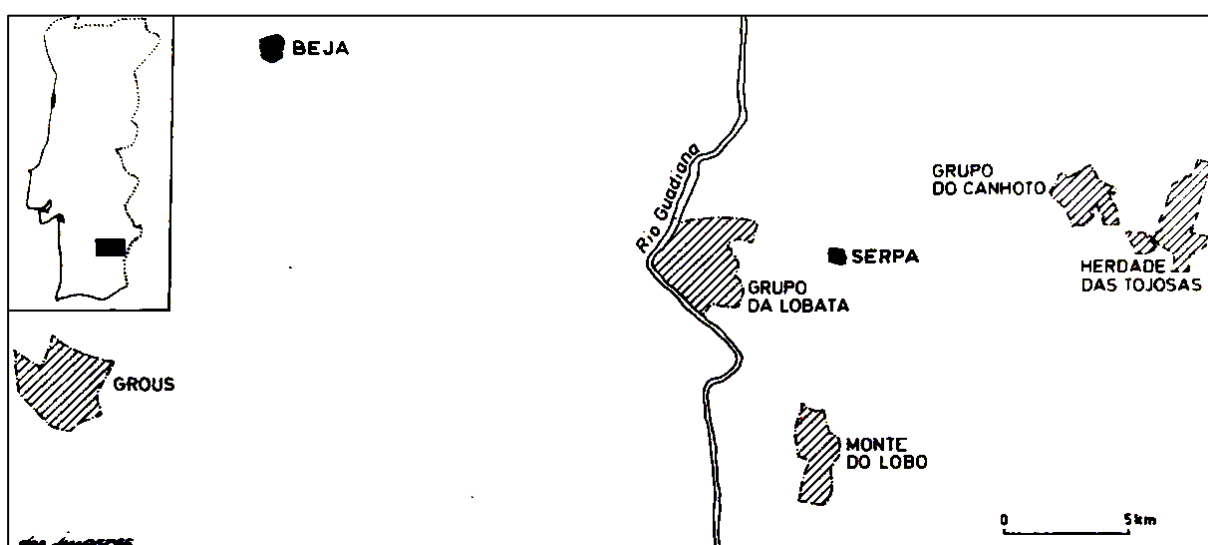


Figura 19 - Localizações das propriedades de J.M. Pereira Cortez.

Relacionando a figura acima com a informação de litologia e solos do capítulo sobre o Quadro Natural (II.1), verifica-se que as três propriedades na Margem Esquerda estão localizadas em tipos de relevo, litologia e solos bastante diferentes: o Grupo da Lobata e a Herdade das Tojosas estão nos Barros, de maior aptidão agrícola; o Grupo do Canhoto situa-se numa área de Cambissolos em depósitos terciários; o Monte do Lobo fica no limite noroeste da Serra de Serpa, são 439 ha de Litossolos (qualidade E) muito delgados e com um relevo marcado por vertentes bastante íngremes. No final do século XIX todas as propriedades estavam já arroteadas, tendo evoluído a partir daí já sob a orientação de herdeiros.

As principais ocupações do solo nestas propriedades eram cereais de Inverno nas terras arroteadas, pecuária nas áreas em pousio, azinhal, charnecas e matos. A produção de cereais de Inverno era feita numa rotação em três fases: 1) alqueive no primeiro ano, em parte

revestido por legumes de Primavera (grão e chicharos); 2) cereais de Inverno no segundo (trigo nos barros, cevada nas terras de menos qualidade); 3) no terceiro ano, em função do ano, da precipitação ou das características do solo podia ser restolho de trigo, favas, cevada, aveia, trigo novo nos melhores solos. Em alguns casos fazia-se pousios de duração variável: nos barros um ou nenhum ano, nos xistos por vezes vários anos “até se reconstruir, pelo mato da charneca, a fertilidade que não se podia ajudar com adubos” (Feio, 1985).

Um aspecto interessante da produtividade nas ‘Terras Galegas’ da Serra de Serpa é o facto de, após ter arroteado o Monte do Lobo e ter iniciado actividade com 37 ha de culturas arvenses, 244 ha de azinho e chaparral, mantendo 158 ha de charnecas e matos, esta propriedade começou a dar prejuízo devido à fraca produtividade das terras e à necessidade de pousios de vários anos, deixando a produção empatada. Por esse motivo, Pereira Cortez deixou de semear e ter gado próprio na Herdade, passando apenas a haver actividade dos seareiros. Esta discrepância de produtividade tem também efeitos nas rendas a pagar aos seareiros na sua quota parte da produção: nas outras herdades, pagava-lhes 1/4 da produção, enquanto no Monte do Lobo apenas “abria mão” de 1/6. Por exemplo algumas diferenças de rendimento de Cevada, o cereal mais cultivado comparável entre as diferentes propriedades, eram as seguintes (em quintais por hectare²³): 1) nos barros, Grupo da Lobata 8,7 qnt ha⁻¹, Herdade das Tojosas 8,3 qnt ha⁻¹; nos depósitos, Grupo do Canhoto 5,2 qnt ha⁻¹; nos xistos, Monte do Lobo 5.1 qnt ha⁻¹.

A divisão dos Baldios da Serra de Serpa e Mértola

Da idade média ao final do século XIX, a Serra era principalmente ocupada por matos e vegetação espontânea, salvo alguns registos de arroteias pré-romanas. A principal utilização económica deste espaço era produção de cera e mel de abelha, servindo também para fornecer madeira para lenha e carvão, caça, e para a engorda de gato ovino, caprino e suíno. Por vezes limpava-se alguma vegetação através de queimadas para produzir cereais (trigo, cevada e centeio). Em meados do século XVI, um grande aumento populacional criou a necessidade de aumentar a produção de alimento que se acredita estar na origem de algumas primeiras arroteias de maior expressão na Serra.

²³ Um quintal corresponde a 100 kg.

Estas primeiras transformações da paisagem, apesar de pontuais e em pequena escala, ajudaram na criação de um mito relacionado com os baldios da Serra como potenciais áreas de produção de cereais. No entanto, a paisagem da Serra manteve-se pouco alterada até finais do século XIX, uma vez que a rentabilidade dos cereais era baixa quando comparada com os produtos da apicultura nos matos ou a engorda de gado nos montados. O aumento da população local com a abertura da Mina de S. Domingos (1858), aliada à lei proteccionista dos cereais de Elvino de Brito no final do século XIX permitiram reavivar esse mito, alimentado pela necessidade de produção de alimento, valorização dos preços e limites à importação.

O cenário de uso do solo na Serra de Serpa e Mértola nos finais do século XIX era a de uma paisagem quase totalmente ocupada por Charnecas e Matos: vegetação espontânea de estevas, rosmaninhos, tojos, sobreiros e azinheiras (93% em 1851, 84% em 1891), seguidos das culturas arvenses, pousio e pastagens (7% em 1851 e 16% em 1891). No entanto, o ‘mito’ da Serra cerealífera começava a ganhar visibilidade nos jornais locais, onde se repetia possuir ricos terrenos onde tudo se produzirá em abundância: “conservar este baldio indiviso (...) é tapar os olhos ao progresso e defraudar os cofres da nação” (jornal *O futuro de Mértola*, 8 de Julho de 1913, citado por Roxo (1994)). As áreas até então arroteadas para cereal, ainda que escassas, eram mais frequentes na área pertencente a Mértola, onde a disponibilidade de mão de obra e procura por alimento era maior, e a qualidade dos solos era relativamente melhor, quando comparada com o restante concelho.

O baldio da Serra de Serpa foi o primeiro a ser dividido (1906) e só vinte anos depois foi dividido o baldio da Serra de Mértola (1925). Para isto parece ter contribuído o facto de a Serra representar uma área municipal significativamente maior em Serpa (40% do território), o que terá pesado na pressão pública para a utilização destes terrenos. Os 40 000ha da Serra de Serpa foram divididos em glebas de 5 a 6 hectares, desenhados em função da topografia e natureza agroecológica, sendo alugados a diferentes valores em função da aptidão agrícola.

II.2.3. Da Campanha do Trigo aos Planos de Fomento do Estado Novo (1928-1958)

A Ditadura Militar instaurada com o golpe de Maio de 1926 tinha uma grande base de apoio na classe dos grandes proprietários rurais. O contexto económico e político em Portugal no pós-guerra, alimentado pelas políticas autárquicas do fascismo serviu de mote para quatro principais opções de políticas agrícolas: proteccionismo, reduzindo as importações

para recuperar a situação financeira do país; fixação de preços, para valorizar e incentivar a produção; aperfeiçoamento técnico, de forma a aumentar a capacidade produtiva com o recurso a maquinaria e fertilização, e a capacitação dos agricultores através da criação de centros experimentais; e a privatização dos baldios, sob a forma de subsídios para a arroteia, de forma a aumentar a área disponível para a produção (Santos & Roxo, 2017). Neste contexto, o ministro da agricultura Linhares de Lima instaurou em Portugal a *Campanha do Trigo* (1928-1936), à imagem da *Battaglia di Grano* do regime de Mussolini em Itália, tal como aconteceria mais tarde também em Espanha e na Grécia.

Estas medidas aceleraram a conversão de áreas de charneca para o cultivo de cereais, contribuindo para a profunda mudança nos padrões de uso do solo. Para além das arroteias, a fertilização química foi altamente incentivada pelos técnicos do estado, bem como a intensificação das rotações com a diminuição da duração dos pousios. As Campanhas do Trigo tiveram alguns efeitos imediatos: 1) no uso do solo, verificando-se um aumento da área agrícola em detrimento das áreas de charnecas e matos, principalmente, e de montado; 2) aspectos socioeconómicos, através da alteração do regime de uso e posse da propriedade em algumas áreas, e diminuição do preço dos cereais; 3) no ambiente, com o aumento dos processos erosivos, redução do teor de matéria orgânica e fertilidade do solo em virtude da intensificação das rotações e a introdução de práticas agrícolas intensas em solos mais pobres.

Algumas consequências ambientais directas das Campanhas do Trigo foram o arroteamento de grandes áreas de charneca e destruição dos matos espontâneos, o desbaste das árvores do montado para utilização de maquinaria na agricultura, reduzindo o efeito de sombra para permitir uma melhor maturação do cereal. Para além disso, encurtaram-se os pousios – aumentando na proporção inversa a frequência dos alqueives – intensificando os processos erosivos, e diminuiu a área de pastagem, devido à menor necessidade de gado de trabalho depois da introdução da mobilização mecânica (Feio, 1998).

Apesar da dimensão das Campanhas do Trigo, alguns autores consideram que “até 1935 não existiu uma verdadeira política agrícola, pautando-se a actuação do governo neste sector apenas pela defesa de certas produções em crise ligadas aos principais ‘lobbies’ de interesses rurais, isto é, em garantir a manutenção de lucros elevados a uma minoria de grandes proprietários fundiários” (Branco, 1998). Foi no Ministério da Agricultura liderado por

Rafael Duque que se começou a definir um rumo mais amplo para outros sectores da agricultura, sempre assentes nas ideias do proteccionismo autárcico do regime. Três exemplos de políticas deste tipo com algum impacto na Margem Esquerda do Guadiana foram a Junta de Colonização Interna, o Plano de Povoamento Florestal, e o Plano de Rega do Alentejo. A Junta de Colonização Interna²⁴ foi uma instituição criada em 1936 para promover a colonização e o desenvolvimento de áreas rurais no país, especialmente em regiões consideradas subpovoadas ou subutilizadas. Coincide temporalmente com o final da Campanha do Trigo, sendo um dos objectivos promover a agricultura e fixar populações no interior, reservar baldios para usufruto do estado e regulamentação dos restantes.

Durante os anos 1950 foi criado um conjunto de planos de arborização para algumas áreas da Margem Esquerda do Guadiana, na sequência do Regime Florestal instituído no início do século XX. Este regime tinha o objectivo de “responder às necessidades de arborização de grandes extensões de incultos, obviar à degradação acelerada dos recursos florestais e aos graves fenómenos erosivos provocados por uma utilização predatória e indisciplinada dos baldios (...) e acudir às necessidades crescentes do desenvolvimento industrial em produtos florestais” (Germano, 2000). Na Margem Esquerda do Guadiana, foram criados alguns perímetros florestais sob gestão pública: o Perímetro Florestal de Barrancos (1956), situado nos Baldios da Serra Colorada e da Torrita, arborizado com Pinheiro manso (35%) e Eucalipto (39%) para a produção de madeira²⁵; o Perímetro Florestal da Contenda (1959), situada no sector mais elevado da Serra de Barrancos (concelho de Moura), arborizado com Pinheiro bravo, Sobreiro, Azinheira e Eucalipto para a produção de madeira e cortiça, silvo-pastorícia e produção cinegética; Perímetro Florestal da Amareleja (1960), para produção de madeira de pinheiro, principalmente ocupado por Pinheiro manso (56%), Eucalipto (36%) e Sobreiro (6%) (Figura 20).

²⁴ Criada com o Decreto-Lei nº27/207 de 16 de Novembro de 1936.

²⁵ [Plano Regional de Ordenamento Florestal do Baixo Alentejo, Parte A](#)

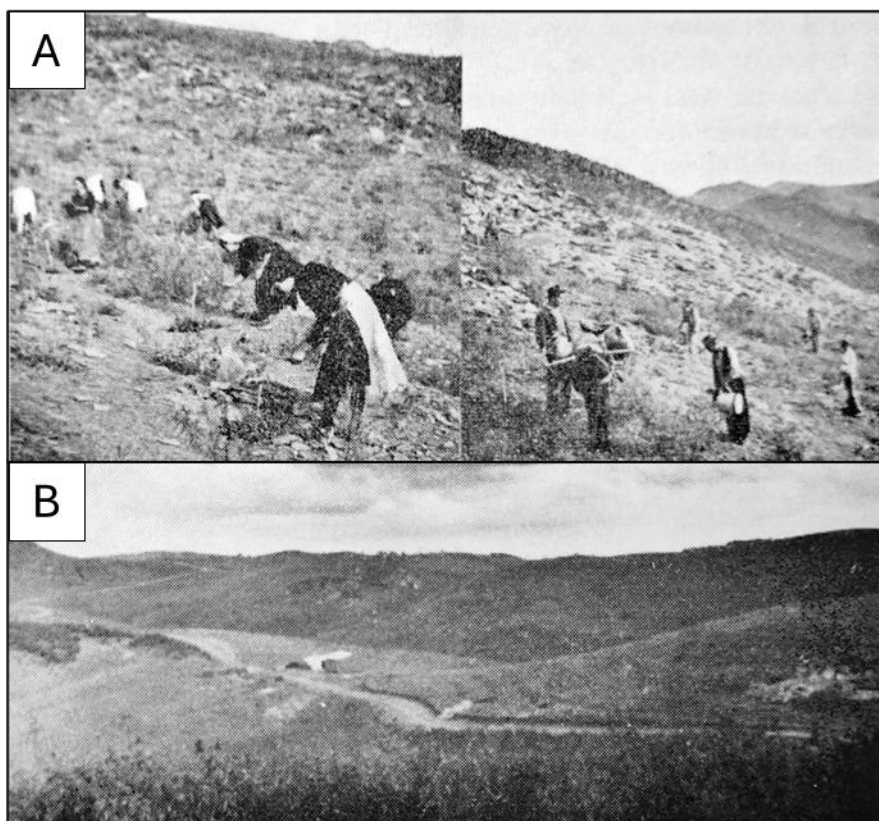


Figura 20 - Fotografia do Baldio da Serra Colorada no início da arborização (A); Fotografia do Baldio da Herdade da Contenda antes de ser arborizado (B). Autor desconhecido.

O Plano de Rega do Alentejo surge em 1957 na sequência do *Plano de 1938* e constitui a segunda vaga de políticas estatais para a instalação de barragens de aproveitamento agrícola. Inserido no Primeiro Plano de Fomento (1953-1958), este plano procurava ampliar a área de regadio em cerca de 170 000 ha de solos em ambientes semiáridos explorados em regime extensivo (Freire, 2014). Estas infra-estruturas não foram devidamente aproveitadas pelos grandes proprietários do latifúndio que continuaram as suas explorações em regime extensivo (Oliveira Baptista, 1993), perpetuando uma economia agrária de baixo valor.

Estava incluída a criação do Perímetro de Rega do Alqueva, que viria a transformar radicalmente o modo de produção agrícola em toda a região do Alentejo. Factores como a complexidade e custos elevados do empreendimento fizeram com que a sua execução fosse progressivamente adiada. O plano manteve-se com o regresso à democracia e as obras preliminares começaram em 1976, mas o processo só foi concluído já no início do século XXI. A barragem do Alqueva será fundamental para compreender as dinâmicas recentes de uso e ocupação do solo na Margem Esquerda do Guadiana.

A ocupação do solo na Margem Esquerda do Guadiana em meados do século XX

Os efeitos dos planos de Fomento do Estado Novo representaram uma segunda fase de profunda alteração por decreto da paisagem do Baixo Alentejo Interior. As políticas de autoconsumo de cereais transformaram as ‘Terras Galegas’ de solos esqueléticos, produtividade marginal e vastas áreas de charnecas e matos num verdadeiro celeiro a céu aberto em menos de dez anos. Por outro lado, os planos de reflorestação das serras aliados aos planos de rega de larga escala garantiam que todas as áreas passavam a ser de alguma forma úteis. Estavam assim lançados os dados para a transformação plena de um Alentejo novo, produtivo, de regadio, sequeiro, gado e floresta. A ideia de ser um crime de lesa-pátria deixar estes vastos territórios votados à improdutividade e abandono começava a parecer ter alguma razão de ser. A informação relativa ao uso do solo para esta altura será feita com referência à Carta Agrícola e Florestal do SROA, referente ao período de 1951-1960 e respectivas contas sistematizadas por Feio (1998), com uma ligeira alteração na agregação das classes para ser possível comparar com dados mais recentes. O gráfico abaixo mostra a área afectada a cada tipo de uso do solo para o período de 1951-1960.

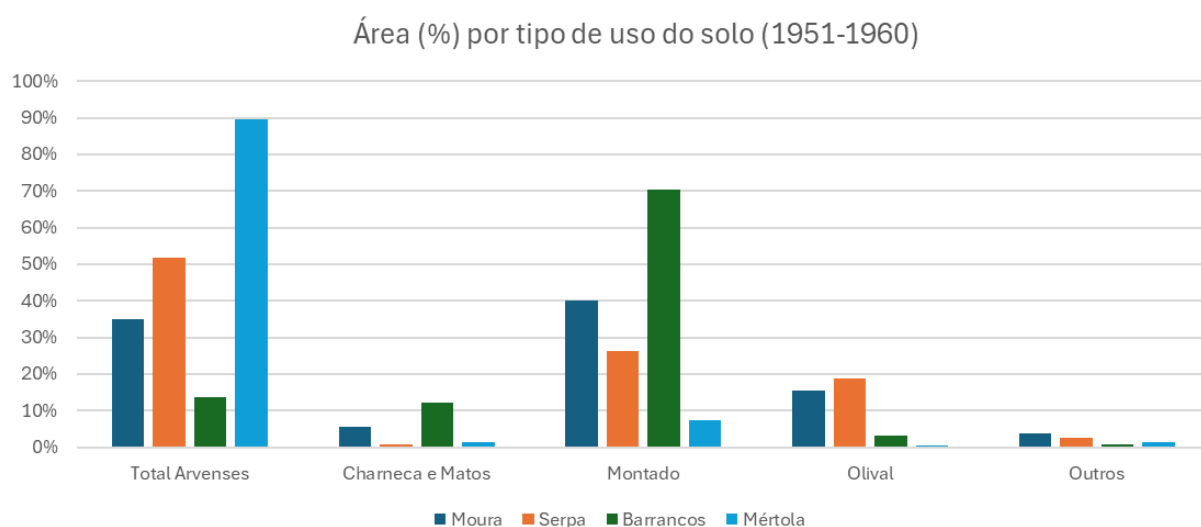


Figura 21 - Área afectada a cada tipo de uso do solo para os municípios da Margem Esquerda do Guadiana para o período de referência de 1951-1960 (adaptado de Feio, 1998).

Por altura dos últimos anos dos Planos de Fomento as áreas de charneca e matos reduziram-se em 93% nos concelhos de Serpa, Moura e Mértola quando comparadas com os valores do final do século XIX. Na Serra de Barrancos, a redução de área de charneca e matos foi de apenas 15%, o que tem explicação na sua já reduzida dimensão original e predominância do montado de azinho. Por sua vez, as culturas arvenses aumentaram entre 70 e 75% em

Serpa, Moura e Mértola, tendo-se mantido relativamente estável em Barrancos: 4% de aumento, provavelmente nas áreas menos declivosas.

A pecuária nas áreas de montado durante este período era a do regime tradicional herdado ainda do século anterior: o gado alimentava-se dos prados espontâneos que cresciam nos terrenos em pousio no Inverno e Primavera, enquanto no Verão e Outono pastavam o restolho dos cereais e a palha colhida durante a ceifa. Os principais desafios da produção de gado ovino nesta época eram os problemas de saúde, a mortalidade elevada, a necessidade de mão-de-obra em fases como a tosquia e a parição, enquanto o clima seco limitava a quantidade de alimento forçando encabeçamentos mais reduzidos. No final dos anos 1940 e durante os anos 1950 houve um período de valorização do gado, em especial o suíno e ovino, com o preço do borrego a quase duplicar. Este momento marcou um período de intensificação da exploração dos montados através do aumento do encabeçamento e o recurso a alimentação suplementar (Feio, 1998). A pecuária avançava a dois ritmos: a produção de gado ovino, apesar da intensificação, mantinha-se uma actividade pobre com baixo valor acrescentado, enquanto o gado suíno permitia alcançar bons rendimentos nas áreas de montado de azinho, como a Serra de Barrancos. No entanto, a mortalidade do gado durante as vagas de peste suína africana de 1957 e 1960 restringiu imenso a sua criação, tornando os ovinos a escolha menos arriscada, apesar da relativamente baixa remuneração.

A Serra de Serpa e Mértola demonstra muito bem a importância do regime de propriedade nas dinâmicas de uso do solo: por ter sido um baldio indiviso de grande importância para a região, conservava no final do século XIX 90% da sua área com charnecas e matos (Feio, 1998; Roxo, 1994), sendo as áreas de agricultura restringidas às imediações das vilas mais importantes como a Aldeia Nova de S. Bento ou a Mina de S. Domingos. Com a divisão e privatização dos baldios, terminada para toda a área da Serra em 1926, praticamente toda a área foi convertida em agricultura de sequeiro, num processo de brutal transformação da paisagem.

Um pouco mais a Sul, na área conhecida como o ‘Campo’ – a área do concelho de Mértola na Margem Esquerda do Guadiana não incluindo os baldios a norte da Mina de S. Domingos – encontra-se um aspecto interessante que Feio (1998) considera típico das “áreas de meia-serra” (Mértola, Almodôvar, Alcoutim): apesar dos solos de péssima qualidade

derivados de xistos e grauvaques dissecados por processos erosivos intensos, existe uma vasta área dedicada a agricultura de sequeiro. Isto pode ser ilustrado se compararmos a área de solos com boa aptidão agrícola (A+B+C) e a superfície utilizada para a agricultura: no final da década de 1950, a superfície agrícola em Mértola era sete vezes superior à superfície de solos com boa aptidão agrícola; a título de comparação, Moura e Serpa apenas há agricultura para menos de metade da área disponível de bons solos. Uma explicação para este fenómeno pode estar na discrepância entre a população residente nesta área, motivada pela importância do porto de mercadorias do Pomarão e da Mina de S. Domingos, e a disponibilidade de bons solos numa área onde predominam os xistos muito susceptíveis aos processos erosivos e, portanto, limitados à existência de solos muito incipientes, excepto nas áreas mais longe do nível de base.

II.2.4. Do êxodo rural dos anos 1960 à entrada de Portugal na CEE (1986)

O desenvolvimento industrial potenciado pela conjuntura económica pós 2ª Guerra Mundial, aliada à manutenção das explorações agrárias de regime extensivo fizeram com que se invertessem os papéis na importância destes dois sectores para a economia portuguesa. As culturas temporárias de sequeiro eram pouco produtivas, a peste suína africana havia deixado o gado ovino como único aproveitamento viável do pousio dos montados, e a inflação não valorizou a carne e a lã (+150%) na mesma ordem da valorização do trabalho (+385%) (Feio, 1998). A indústria do litoral tornou-se uma oportunidade para procurar uma vida melhor, promovendo êxodo rural. A emigração na década de 1960, intensificada pela Guerra Colonial e o encerramento da Mina de S. Domingos (1966) marca o início de uma mudança demográfica que acelera o abandono das actividades agrícolas e o despovoamento na Margem Esquerda do Guadiana (Brum Ferreira, 2001).

Esta cessação de actividade agrícola marca o primeiro momento de ‘abandono’²⁶ das paisagens rurais: no local das pastagens e dos pousios de maior duração surgem matos densos que marcam o início da recuperação dos ecossistemas e da biodiversidade; na contenda de Moura, o matorral mediterrâneo secundário começa o seu processo de estratificação depois de abandono voluntário pelos serviços florestais, enquanto na Serra de Serpa e Mértola, nos

²⁶ O termo ‘abandono’ será utilizado ao longo deste texto como significado de cessação da actividade agrícola ou pastoril, de acordo com a literatura internacional de *land abandonment*.

solos mais pobres e profundamente degradados surgem os estevais como primeira fase de recuperação do ecossistema (Brum Ferreira, 2001).

Com o regresso à democracia depois do 25 de Abril de 1974 veio também a Reforma Agrária (1955-1977), um período em que se inverteu a relação de poder na “tensão permanente entre os trabalhadores rurais assalariados e os detentores dos grandes latifúndios e das poderosas unidades capitalistas” (Oliveira Baptista, 2022). Este movimento procurava alterar a estrutura fundiária do país através da expropriação de grandes propriedades e da criação de Unidades Colectivas de Produção (UCP) onde os trabalhadores rurais geriam colectivamente as terras, promovendo uma distribuição mais justa da terra e do trabalho e melhorando as condições de vida dos trabalhadores. Este processo teve como resultado o aumento da produtividade, da remuneração e da qualidade de vida das populações locais. No entanto, criou uma terceira vaga de intensificação de uso do solo e processos erosivos: o grande êxodo rural dos anos 1960 tinha esvaziado a mão-de-obra, obrigando ao recurso à motomecanização e aos químicos agrícolas, motivando a destruição dos montados e a transição para uma cerealicultura de campo aberto (Brum Ferreira, 2001; Oliveira Baptista, 2022), transformando por completo a paisagem.

II.2.5. Actualidade: da Política Agrícola Comum (PAC) ao efeito Alqueva

A agricultura da Margem Esquerda na primeira metade dos anos 1980 era a herança dos últimos anos do Estado Novo: a emigração dos anos 60 motivada pela quebra do rendimento da agricultura e da perda de mão-de-obra cria uma agricultura essencialmente de subsistência. Algumas grandes herdades que ainda mantinham actividade durante esse período foram votadas ao abandono após a reversão das expropriações a partir de 1977, tendo os seus proprietários e descendentes começado a relançar a vida mais perto de Lisboa com ajuda dos capitais amealhados durante o reino do latifúndio. A entrada de Portugal na CEE veio mudar isso tudo: a agricultura, agora ‘apoiada’ através do dinheiro do mercado-comum, passou a poder ser uma área de negócio.

Com muitos dos proprietários fora, alguns agricultores começaram a arrendar terrenos, outros a comprar; as parcelas iam-se acumulando e as pequenas propriedades começaram a desaparecer. Primeiro, tudo era à base do sequeiro: trigo, girassol, grão-de-bico, ervilha; o olival, à parte, também de sequeiro, conservava a sua forma tradicional com o

trabalho ainda feito de forma artesanal, à mão, desde as podas ao varejar das oliveiras. Este novo dinamismo veio acompanhado de novas condições de trabalho: tractores, novas máquinas de sementeira e de colheita, acesso a outro tipo de adubos. Entre a adesão ao mercado-comum e o final dos anos 90 a agricultura manteve-se à base do sequeiro, sendo os cereais de Inverno o principal produto. Os desafios da pecuária intensificaram-se com a carne e a lã a desvalorizarem 18 e 66%, respectivamente, enquanto o preço do trabalho e outros custos aumentavam acima da inflação (Feio, 1998).

O modo de produção estava longe de ser um mosaico de monoculturas de sequeiro: a gestão das diferentes parcelas da propriedade era feita de forma a distribuir o trabalho e o rendimento ao longo de todo o ano. Um exemplo de associação possível era, nos solos mais profundos, o cereal, seguido de girassol ou cereal, seguido de grão-de-bico, associados ao olival: o cereal trabalha-se com a abertura dos alqueives no final do Verão e antes da sementeira, seguidos da sementeira em Novembro; a partir de Novembro e durante o Inverno é a apanha da azeitona, altura em que se trata também da sua conservação e transformação em azeite; no final do Inverno dá-se a sementeira do girassol ou do grão-de-bico, que são colhidos no final da Primavera; no final da Primavera ou início do Verão, dependendo da precipitação recente, o cereal está pronto a ceifar, reiniciando-se o ciclo, agora com o cereal onde esteve o grão e vice-versa (Figura 22). No entanto, a entrada de Portugal no mercado comum criou uma série de desafios de articulação entre o valor da produção, os mecanismos de financiamento e a gestão das explorações.

	Outono		Inverno		Primavera	Verão	Outono		Inverno	Primavera	Verão
Cereal - Grão/Girassol	A	S				Ceifa				S	Cl
Grão/Girassol - Cereal					S	Cl	A	S			Ceifa
Olival			Azeitona	Poda					Azeitona	Poda	
	A – Abertura dos Alqueives				S – Sementeira		Cl – Colheita				

Figura 22 - Esquema conceptual da distribuição do trabalho numa propriedade com bons solos da Margem Esquerda do Guadiana no final dos anos 80. A ceifa dos cereais pode acontecer no final da Primavera ou no Início do Verão dependendo do regime pluviométrico ao longo do ano; entre a sementeira e a colheita do grão passam-se em torno de três meses; a sementeira do girassol pode ocorrer a partir do final do Inverno, mas por motivos de simplificação juntaram-se os dois períodos.

As culturas temporárias após a entrada de Portugal na CEE

A agricultura de sequeiro na Margem Esquerda do Guadiana é fortemente limitada pelas características do clima Mediterrâneo: a chuva em excesso no Inverno e a falta dela na Primavera e início do Verão obrigam a um ciclo vegetativo mais curto e, portanto, uma

produtividade muito mais reduzida do que a possível nos países do norte da Europa. Apesar da produtividade em Portugal se encontrar perto da média global, os valores são mais na linha dos países do Mediterrâneo do que propriamente os das grandes economias agrárias da Europa, como os Países Baixos ou a Bélgica (Tabela 1).

Tabela 1 - Produtividade média da cultura de trigo (kg ha^{-1}) em alguns países do Mundo para o período 1979-1981 e 1992-1994 (médias da FAO, apresentadas por Feio (1998).

		kg ha^{-1}	% PT
Mediterrâneo	Portugal	1881	---
	Andaluzia	1850	98%
	Marrocos	1811	96%
	Tunísia	1069	57%
	Sicília	2200	117%
	Sardenha	1960	104%
Norte da Europa	Países Baixos	8067	429%
	Bélgica	6930	368%
	Inglaterra	7178	382%
	Alemanha	6706	357%
Resto do Mundo	Estados Unidos	2400	128%
	Canadá	1970	105%
	Argentina	1850	98%
	Austrália	1400	74%
	Rússia	1570	83%
Média Mundial		2190	116%

Esta situação cria um conjunto de problemas à partida: 1) o preço do cereal; 2) a remuneração da produção; 3) a competição num mercado comum de fronteiras abertas. Quando a produtividade é reduzida, acontece uma de duas coisas: mantendo-se a remuneração do trabalho e de outros custos fixos, o preço é mais elevado, criando um problema de competitividade; mantendo-se o preço do produto para competir no mercado internacional, o trabalho e os custos fixos intermédios são remunerados abaixo do valor real, criando uma economia de pobreza. Ora, o que acontecia com o preço do trigo é que o mercado global não o era: a competição entre os EUA e a CEE criou uma espiral decrescente nos preços, tornando a produção de trigo pouco vantajosas nos melhores solos e de grande prejuízo nas áreas menos produtivas (Feio, 1998).

Para manter os preços do cereal o mais baixo possível e manter a competitividade dos preços, o mecanismo encontrado foi o de subsidiar directamente o produtor. Ora, um

preço fixo no subsídio iria manter as discrepâncias de rendimento entre os agricultores do Norte da Europa e os do Mediterrâneo, portanto a primeira PAC resolveu atribuir um subsídio superior ao trigo duro (*Triticum durum*) na região demarcada do Mediterrâneo (em Portugal, correspondia à área a Sul do Tejo)²⁷. Com a entrada de Portugal na CEE, em 1986, as características especiais da baixa produtividade da cerealicultura portuguesa permitiram que fosse negociado um co-financiamento à produção de Trigo. Este apoio, acordado na ordem dos 25\$00 kg (escudo) permitiu equilibrar as contas da exploração (Feio, 1998). Assim, com este subsídio a valorizar tão bem a produção, o interesse era em obter o máximo rendimento unitário para maximizar o subsídio recebido, ou seja, os produtores utilizaram este pretexto para cultivar Trigo Mole (*Triticum aestivum*), mais produtivo do que o trigo duro.

Esta situação tinha um senão: o subsídio à produção não seria eterno, mas sim um modo de permitir tempo para adaptar a agricultura do Alentejo ao mercado comum. Ficou acordado que o valor do subsídio iria reduzir para os 15\$00 kg em 1997, 13\$00 kg em 1998, 8\$00 kg em 1999 e terminaria em 2002 nos 3\$00 kg. Com esta diminuição do preço do subsídio, a rentabilidade da produção de trigo mole diminui ao ponto de ser mais vantajoso o acesso ao subsídio dado à produção de trigo duro na região demarcada do Mediterrâneo. Problema: a revisão da Política Agrícola Comum (PAC) em 1992 tinha instituído uma cláusula de “critério histórico” para aceder a este subsídio de trigo duro, limitando a área elegível em função da produção fixada nos anos anteriores. Enquanto os agricultores portugueses estavam ocupados em maximizar o subsídio à produção cultivando a variedade de trigo mais rentável, quando a ‘torneira fechou’ a área elegível pelo critério histórico era muitíssimo reduzida: 35 000 ha, contra os 190 000 ha em França, 570 000 ha em Espanha, 597 000 ha na Grécia e 1 610 000 ha em Itália. Segundo Feio (1998), caso as negociações tivessem incluído uma substituição gradual do subsídio à produção de trigo mole pelo subsídio à área cultivada do trigo duro, a área elegível em Portugal teria sido por volta dos 200 000 ha, ou seja, verificou-se uma quebra enorme no rendimento potencial da cultura cerealífera a Sul do Tejo.

As sucessivas reformas da PAC durante o início do século XXI associadas à conclusão das obras do Alqueva e respectivas albufeiras de apoio criou um cenário político e económico

²⁷ A história é um pouco mais complexa, mas foi aqui condensada e simplificada por ter ocorrido sobretudo antes da entrada de Portugal na CEE (1986).

que alterou profundamente a distribuição da produção de cereais na Margem Esquerda do Guadiana. Assim, a cerealicultura passou a praticar-se apenas em locais onde a produtividade era ligeiramente melhor, como os barros em Serpa e Moura. Noutros locais, como a Serra de Serpa e Mértola, surge associada a outro tipo de apoios à produção, como a agricultura biológica, ou à conservação da natureza, como os pagamentos Natura 2000 ou os compromissos agro-ambientais de conservação das aves estepárias. Nas áreas protegidas, como o Parque Natural do Vale do Guadiana, existem limitações às práticas agrícolas como a mobilização e a fertilização que criam mecanismos de financiamento com vista a compensar a perda de produção e rendimento.

Actualmente, as culturas temporárias são cultivadas em dois modos de produção, cada um com as suas regras de implementação de práticas e acesso a financiamento: a produção integrada e a produção biológica (Figura 23). A produção integrada, incentivada pela PAC, foi criada para promover práticas agrícolas sustentáveis que combinam métodos tradicionais e modernos. Alguns dos objectivos passam por reduzir o uso de pesticidas e fertilizantes químicos, a protecção da biodiversidade e a melhoria da qualidade do solo e da água. Os subsídios para a produção integrada são oferecidos através de programas da PAC mediante critérios ambientais após a submissão de uma candidatura detalhada e manutenção do registo das suas actividades. Os pagamentos são feitos anualmente com base na área de terra cultivada e nas práticas adoptadas.



Figura 23 - Campos cultivados com Trigo (A) em produção integrada e Aveia numa rotação beneficiária de pagamentos Natura (B) na Serra de Serpa e Mértola.

Desde o início do século XXI foram sendo introduzidos apoios que financiavam directamente os agricultores com base na superfície elegível que possuíam, em vez de

estarem atribuídos à produção, permitindo uma gestão mais flexível da exploração. Cada tipo de propriedade estava elegível para diferentes montantes de financiamento em função da superfície agrícola elegível e o histórico de produção, baseando-se o pagamento na média dos subsídios recebidos num período de referência anterior à implementação destes programas. Estes direitos eram transmissíveis entre agricultores, podendo ser arrendados ou vendidos mediante pagamento. Houve três vagas de apoios deste tipo: o Regime de Pagamento Único (RPI), lançado em 2005; substituído pelo Regime de Pagamento Base (RPB), lançado em 2015, por sua vez substituído pelo Apoio ao Rendimento Base (ARB) a partir de 2023. Este tipo de apoio permitiu alavancar alguma produção agrícola ou pecuária em associação com a instalação de espécies florestais, aproveitando a possibilidade de acumular estes benefícios com outros, o que beneficiou alguma revitalização do Montado.

A Floresta e o Montado

A integração da agricultura portuguesa no mercado europeu teve um efeito directo na viabilidade económica dos diferentes tipos de uso do solo no Baixo Alentejo: os cereais em que se baseava grande parte da economia agrária do latifúndio viram a sua rentabilidade ser substituída por subsídios regressivos à produção e apoios à não-produção (*set aside*). Na sequência destes acontecimentos, foram criados mecanismos de financiamento à instalação de espécies de floresta de matéria-prima como o eucalipto e o pinheiro, ou de replantação e conservação do montado: o Programa de Desenvolvimento Florestal²⁸ (1994-1998), com o intuito de aumentar a produção de madeira e melhorar a gestão de recursos florestais, que está na origem de algumas manchas importantes de povoamentos de Pinheiro Manso na Serra de Serpa e Mértola e no Campo; o Apoio à Florestação de Terras Agrícolas e instalação de Sistemas Agro-Florestais (Programa de Desenvolvimento Rural (PDR2020) 2014-2020), que está na origem novos povoamentos de quercíneas na Serra de Serpa e Mértola.

As questões ambientais fazem parte das preocupações de muitos destes programas, pelo que a manutenção de espécies locais como o sobreiro e a azinheira foi sendo incentivada já desde o final da década de 1990. Para apoiar a plantação de sobreiros foram atribuídos subsídios a 90% para a instalação e manutenção nos primeiros cinco anos, bem como uma compensação por rendimentos perdidos que representavam uma boa oportunidade de lucro.

²⁸ Aprovado pela Portaria nº 809-D/1994, alterado pela Portaria nº606/1996 e pelo Regulamento de Acção do Plano de Repovoamento Florestal na 199/1998.

No entanto, a mortalidade dos sobreiros podia ser um problema (Feio, 1998). Se por um lado o sobreiro e o montado de sobro conseguem oferecer um bom rendimento complementar à rotação de culturas com a extracção de cortiça, os efeitos da peste suína africana fazem com que as áreas de montado de azinho se mantenham pouco rentáveis. Este “fóssil económico” mantido à custa de capitais de proprietários com outras fontes de rendimento foi apoiado no mesmo montante do sobreiro com subsídio à instalação e manutenção durante 20 anos para compensar esta desvantagem (Feio, 1998). Ainda assim, as plantações mais recentes no campo aparentam ser sobretudo de sobreiro.

Criação de Gado: um sistema antigo adaptado a um mercado moderno

Perante um cenário de diminuição da rentabilidade da produção de cereais, alguns proprietários nas áreas menos produtivas começaram a ver na produção de gado alguma viabilidade económica. Outros, por opção ou por estarem bem integrados no sector dos subprodutos da pecuária já o faziam anteriormente, dada a melhor adequação do gado ovino e suíno ao clima e alimento na Margem Esquerda do Guadiana. Estes territórios estão tradicionalmente associados à exploração de gado em regime extensivo, especialmente os ovinos, integrando facilmente as rotações de culturas nos solos de pior qualidade: no Verão, depois de ceifar, os animais pastam a palha do restolho dos cereais; no Inverno e na Primavera pastam a vegetação espontânea dos pousios; nas épocas em que falta alimento no solo, compensa-se com a palha recolhida juntamente com o cereal.

Nos primeiros anos da integração de Portugal no mercado-comum, a Serra de Serpa e Mértola resistiu, de certa forma, a algumas das principais transformações que se verificaram a Norte do paralelo Serpa – Ficalho. Até à institucionalização da PAC, no início dos anos 2000, o leque de subsídios disponíveis era relativamente reduzido: os apoios à produção de trigo determinavam que a rentabilidade estava dependente da produtividade do cereal nas terras galegas, portanto, bastante baixa; para além deste, havia ainda o apoio à instalação de quercíneas e pouco mais. Portanto, em terras cuja produção de cereal é mais limitada, acaba por ser tão ou mais interessante associar o subsídio para plantar sobreiros e azinheiras com a criação de gado, quando comparado a aposta numa actividade mais dependente da irregularidade do clima com potenciais prejuízos. Nestes casos a articulação era perfeita: o gado pasta no estrato herbáceo do mato secundário que vai surgindo, controlando o seu crescimento; os sobreiros e as azinheiras não são pastoreáveis devido à espinescência das

folhas, especialmente durante os primeiros anos de crescimento; o agricultor controla as espécies indesejadas do estrato arbustivo que o gado não aproveita (Figura 24).



Figura 24 - Gado ovino a pastorear numa plantação recente de sobreiro na Serra de Serpa e Mértola.

Este mercado não se comporta como seria expectável um mercado livre comportar-se (Feio, 1998): como o objectivo é manter o preço o mais baixo possível, em vez de um jogo de forças entre a oferta e a procura, verifica-se uma sequência de acertos e correcções em função dos efeitos de determinada linha de ‘apoio’ na produção de um bem e respectiva acumulação no mercado. Isto tem dois efeitos importantes: por um lado, evitam-se flutuações abruptas de preços que podem fazer oscilar tanto a viabilidade da produção quanto a capacidade de ser consumido; por outro, o efeito da introdução de linhas de apoio demora a ter efeito no território e isso cria um compasso de espera entre a causa e a sua correcção.

Sobre as flutuações de preços, tome-se o preço de um subproduto do gado ovino – por exemplo, o queijo ou a lã – em duas situações. A primeira surge na sequência de um conjunto de anos secos: a disponibilidade de pasto natural ficou comprometida e o produtor foi obrigado a recorrer a alimentação suplementar, aumentando os custos de produção e, portanto, o preço final. Se a seca for generalizada, aumenta a procura por alimento suplementar e, havendo uma quantidade de mercado limitada, aumenta também o preço, criando um efeito duplo no encarecimento dos custos de produção traduzido no preço final. O preço pode aumentar ao ponto de deixar de ser apelativo para o consumidor – diminuindo a procura – e o produtor, ao não escoar produto em quantidade suficiente, tem prejuízo. Esta situação pode ser resolvida, ou não, de várias maneiras, em função do grau de intervenção

que se pretende na economia: 1) deixa-se o mercado funcionar, o preço para o consumidor aumenta, diminuindo o consumo e limitando o rendimento do produtor; 2) concede-se um apoio extraordinário ao produtor para mitigar os custos de produção e manter o produto a um preço que o permita ser escoado.

A segunda situação surge se a procura aumenta para a mesma quantidade, o que pode acontecer por diferentes tendências de mercado. Neste cenário, ou existe uma rotura no *stock*, ou aumenta o preço, ou ambos. À medida que o preço aumenta, diminui a quantidade de pessoas dispostas a pagar o preço adicional, reduzindo a procura e, por sua vez, o preço, e assim sucessivamente. Quando a flutuação de preço é induzida por uma pressão do lado da procura, o seu reequilíbrio é natural, isto é, está-se mais perto de um comportamento de um mercado dito ‘perfeito’. No entanto, como o sector da agricultura, florestas e outros usos do solo está sempre dependente de factores ambientais como o clima ou o solo, a pressão do lado da oferta tem sempre ramificações mais complexas de deixar entregues à mão invisível.

Como o financiamento da PAC funciona no apoio directo ao produtor e à produção – com as correcções extraordinárias aplicadas no caso de secas e outros desastres naturais – cria-se uma economia de uso e ocupação do solo não voltada para a maximização dos factores de produção, que são limitados na maioria da área da Margem Esquerda do Guadiana, mas para a maximização do subsídio. Assim, o comportamento da oferta passa para o lado do mercado comum, determinando por decreto quais os usos do solo mais vantajosos para um determinado período. Por sua vez, os produtores assumem o papel da procura, acedendo àqueles que, para a sua área, permitem melhores rendimentos. Como esta indução é ‘artificial’, criam-se duas situações: ou há uma discrepância entre o lançamento de um pacote de medidas e a sua derradeira expressão territorial; ou há uma capacidade limitada de prever totalmente os seus efeitos, dada a complexidade do território europeu.

Isto leva-nos ao que aconteceu no início do século: por um lado, os subsídios estavam indexados à produção; por outro, havia poucas alternativas. Na Margem Esquerda, nas áreas menos cerealíferas e onde o montado ainda foi resistindo – Serras de Serpa, Mértola e Barrancos – a alternativa mais viável era a criação de gado, sendo ovinos e os suínos as espécies mais adaptadas. No entanto, apesar de o porco ter uma cadeia de valor mais

apelativa, a peste suína africana ainda podia trazer prejuízos à produção; por sua vez, o gado ovino permite rendimentos de carne, leite e lã, com algum potencial de valorização. A associação destes três factores – tipologia dos subsídios, características dos ecossistemas e ambiente, e contingências do mercado – fizeram com que no início do século a criação de gado ovino fosse dominante nos montados desta área.

Como o problema era de excesso de oferta, a solução para evitar que o preço de mercado baixasse ao ponto de dar prejuízo ao produtor foi atribuir um subsídio superior à criação de gado bovino, pressionando ainda mais do lado da procura. Esta tendência, que se mantém até à actualidade, levou a uma alteração importante em toda a Margem Esquerda. Os montados, historicamente associados ao gado ovino e suíno, estão a ser progressivamente pastoreados por bovinos. Nas áreas de Serra – mais declivosas e com solos mais delgados e pobres em matéria orgânica – os problemas da compactação e redução da vegetação nos pastos estão na origem da intensificação de processos erosivos. No entanto, também se encontram bovinos mais a Norte no triângulo de Moura-Brinches-Pias: em algumas áreas de depósitos miocénicos que não tinham olivais, os montados têm-se mantido protegidos pela lei e não foram substituídos por olivais em sebe; como nestas áreas a produtividade do cereal é mais reduzida do que nos barros, a utilização mais viável que maximiza o subsídio é o gado bovino (Figura 25). Nestas áreas o declive é menor, o solo é de melhor qualidade e mais profundo, não se verificando tanto impacto ao nível dos processos erosivos.

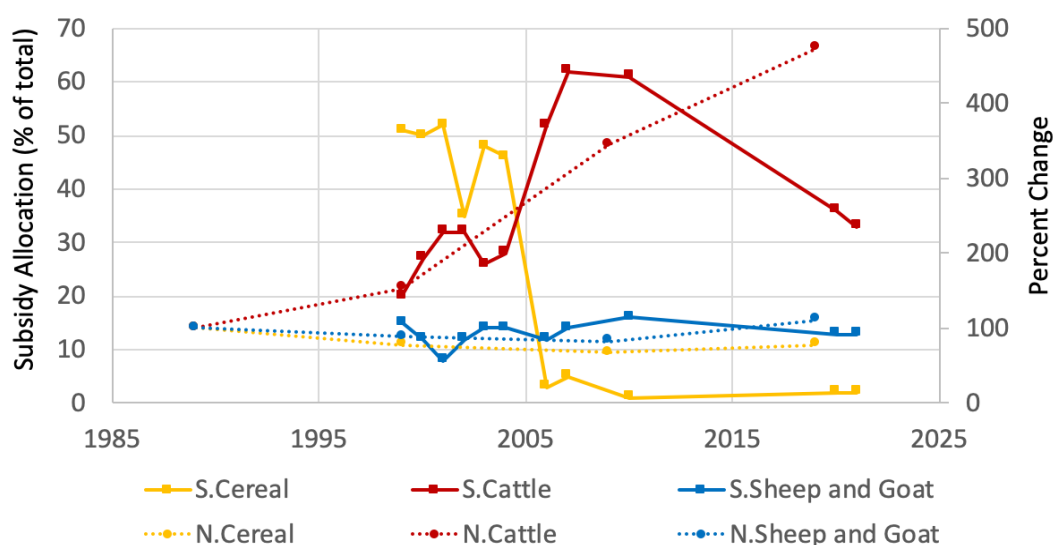


Figura 25 - Atribuição de subsídios (S) à criação de gado bovino (vermelho), ovino e caprino (azul) e cereal (amarelo) entre 1999 e 2021 no Alentejo (Fonte: GPP); variação percentual do número (N) de cabeças, de gado bovino, ovino e suíno e área de cereal nos anos após a implementação da PAC (Fonte: Ministério da Agricultura) (Roxo et al., 2023)

A industrialização das culturas permanentes na Margem Esquerda do Guadiana

O final da obra da barragem do Alqueva marcou um ponto de viragem na paisagem do sector Norte da Margem Esquerda do Guadiana. Com o enchimento do maior lago artificial da Europa, as terras do latifúndio exploradas durante séculos em regime extensivo de sequeiro passaram a ter água disponível para variar e intensificar o tipo e o modo de produção. A instalação de infra-estruturas de apoio ao regadio nos concelhos de Serpa e Moura foi progressiva: depois do Alqueva, surgiu mais a jusante a barragem de Pedrógão, que veio introduzir um conjunto de albufeiras de apoio e adutores para transporte de água ao longo da planície, o subsistema de rega do Ardila. Já incluído no Plano de Valorização do Alentejo, este sistema de albufeiras de apoio serve dois propósitos: transportar água da albufeira de Pedrógão através de um sistema de bombas hidráulicas e adutores; e conservar água que escoava desde montante nas barragens que compõem o sistema (Pinto et al., 2011).

Neste contexto, foi definido em 1998 um programa especial com o objectivo de estabelecer “30 000 ha de novas plantações de olival, com direito à ajuda à produção de azeite, mediante a apresentação de um programa à comissão europeia”²⁹, aprovado em 2000³⁰. Este programa funcionou em três fases: apresentação de uma Declaração Prévia de Intenção de Plantar (DPIP)³¹ para ser avaliada; definição de critérios de rateio para garantir a gestão da área autorizada; instituição de uma reserva nacional de área para plantação de novos olivais ou adensamento de olivais já existentes. Na Margem Esquerda do Guadiana, esses limites foram atingidos em pouco tempo nas áreas de Brinches, Serpa e Vale do Vargo com ajuda de investidores espanhóis que viram no Empreendimento de Fins Múltiplos do Alqueva (EFMA) uma oportunidade de negócio e rapidamente se expandiram para a margem direita em direcção a Ferreira do Alentejo.

Estas medidas vieram revolucionar o mercado dos terrenos agrícolas em toda a área de influência do Alqueva e respectivas albufeiras de apoio: o preço por hectare disparou, investidores começaram a comprar parcelas de terreno contíguas para aumentar a economia de escala da produção de azeitona, criando-se toda uma estrutura industrial de grande escala,

²⁹ Regulamento (CE) nº1636/98, do Conselho, de 20 de Julho, artigo 4º.

³⁰ Decisão da Comissão n.º 2000/406/CE, de 30 de Junho.

³¹ Despacho Normativo nº6/2005

esverdeando-se a planície dourada. Inicialmente, o modo de produção destes olivais era aquele que hoje se conhece como ‘intensivo’, com um compasso de 6 x 4 m ou 4 x 3 m³², no entanto, rapidamente se transitou para um modelo ‘em sebe’ – também conhecido como super-intensivo – com compassos na ordem 1.35 x 3 m, regados gota-a-gota (Figura 26). O efeito Alqueva foi de tal ordem que hoje só se planta olival em terrenos beneficiados por água deste sistema. Durante algum tempo, foi questionada a longevidade de um olival em sebe, se duraria algum tempo ou se cedo perderia a produtividade e teria de ser arrancado para plantar de novo. No campo registam-se olivais em sebe com produção há quase 20 anos, cuja produtividade oscila entre as 12 e as 17 toneladas por hectare.



Figura 26 - Nova plantação de olival em sebe em Brinches.

Para além da oliveira, houve outro tipo de cultura permanente que começou a ter alguma presença na Margem Esquerda do Guadiana, o Amendoal (Figura 27). Cultivado sobretudo na área de Serpa, foi introduzido sobretudo entre 2015 e 2017 na sequência da seca da Califórnia (2011-17), que fez disparar o preço da amêndoa para cerca de 9 € kg⁻¹. No entanto, a corrida à produção encheu o mercado e o preço desceu e estabilizou para cerca de 4.5 € kg⁻¹, causando desafios aos investidores que apostaram neste tipo de culturas, por estarem a perder rentabilidade quando comparados com o olival, cada vez mais valorizado no consumo e, por conseguinte, no preço.

³² O Compasso é a relação entre a distância longitudinal e a distância transversal entre oliveiras. Num olival tradicional com compasso de 8 x 8m, as oliveiras estão distantes oito metro longitudinalmente e oito metros transversalmente.



Figura 27 - Amendoal entre Serpa e Brinches

II.2.6. Considerações finais – uma paisagem a dois ritmos

As transformações na paisagem da Margem Esquerda do Guadiana ao longo dos últimos 30 anos representam muito bem a articulação entre as características de base dos ecossistemas que suportam as actividades humanas e a sua modelação pelas opções de políticas de gestão do território. Actualmente, nesta região coexistem diferentes tipos fundamentais de posse, gestão e uso dos recursos naturais como o solo e a água.

A intensificação na peneplanície: o avanço do olival

Nas áreas mais férteis e acessíveis, especialmente em torno da albufeira do Alqueva e respectivos sistemas de apoio, a conversão de terras agrícolas para olival demonstra uma clara aposta na intensificação (Figura 28). Este processo está directamente ligado à disponibilidade de regadio e ao modelo produtivo do olival super-intensivo, impulsionado pela subida do valor de mercado da azeitona e do azeite e a sua oportunidade de exportação. A rápida transformação da paisagem nesta área reflecte um modelo económico baseado na modernização da produção agrícola, na optimização dos recursos hídricos e na obtenção rápida do lucro. As conversões de agrícola para pastagem ocorrem nas áreas de bons solos, não abrangidas pelo regadio e que aproveitaram o quadro favorável à criação de gado, sobretudo bovino.



Figura 28 - Exemplo de olivais em sebe na peneplanície entre Serpa e Brinches.

A reconfiguração das Serras e o abandono da actividade agrícola

Nas áreas de ‘meia-serra’, conforme identificadas por Feio (1998), observam-se duas trajectórias contrastantes. Por um lado, há uma transição de floresta para montado, indicando a limpeza da vegetação para reaproveitamento agrícola ou pecuário de áreas que já foram ocupadas por sistemas agro-florestais. A presença do Parque Natural do Vale do Guadiana (PNVG) também influencia estas transformações, ao impor restrições à lavoura intensiva, promovendo práticas de conservação e, por vezes, favorecendo a transição para formas de vegetação mais densas. No entanto, a principal transição na área do PNVG é a de floresta para montado, indicando que os apoios à produção em áreas protegidas podem por vezes representar oportunidades de rentabilização do espaço, promovendo a intensificação destas paisagens, quando comparado com a vegetação espontânea. Muitas destas transições verificaram-se no sentido da criação de gado bovino em terrenos declivosos de xisto, promovendo alguns processos de degradação que serão discutidos em seguida (Figura 29).



Figura 29 - Gado bovino na Serra de Barrancos

Por outro lado, regista-se sobretudo o caminho inverso, de montado para floresta, sugerindo o abandono de terras anteriormente exploradas (Figura 30). Estas dinâmicas são particularmente visíveis na Serra de Serpa e Mértola e na Serra de Barrancos, onde a estrutura fundiária e as limitações naturais impõem desafios à manutenção da actividade agro-silvo-pastoril. No entanto, existe ainda algum pastoreio em áreas de montado abandonadas, o que demonstra uma grande complexidade de dinâmicas de uso e ocupação do solo, e representa uma grande dificuldade no estudo de transições de uso e gestão do território. Esta é a transição mais importante na Serra de Serpa e Mértola e será um dos principais focos deste trabalho.



Figura 30 – Exemplo de um montado de azinho abandonado na Serra de Serpa e Mértola.

A extensificação no campo e o regresso das pastagens

Na área do Campo de Mértola, a conversão de terras agrícolas para pastagem reflecte um processo de extensificação da actividade agro-pecuária. Em contraste com o modelo intensivo da peneplanície, esta transformação pode estar associada a um reajuste da economia rural, onde a pecuária extensiva ganha peso face à baixa rentabilidade dos cereais de sequeiro. Esta mudança insere-se também num contexto de incentivos agro-ambientais, que fomentam a manutenção de paisagens agrícolas de baixo impacto, contribuindo para a estabilização dos solos e para a redução da erosão em áreas onde a lavoura tradicional já não é sustentável. A coexistência destes três ritmos – intensificação na peneplanície, reconfiguração nas serras e extensificação no campo – ilustra a complexidade da evolução da paisagem na Margem Esquerda do Guadiana. O território apresenta respostas diferenciadas

consoante as condições biofísicas e as oportunidades económicas. A longo prazo, estas transições podem redefinir o equilíbrio entre produção agrícola, conservação do solo e dinâmica dos ecossistemas na região.

II.3. Degradação de Ecossistemas

A degradação dos ecossistemas na Margem Esquerda do Guadiana não pode ser dissociada do modo como o território foi ocupado e gerido ao longo do tempo. As condições naturais da região, marcadas pela irregularidade climática e por solos de baixa fertilidade intrínseca, tornaram a paisagem especialmente vulnerável às transformações impostas pela acção humana. A introdução de modelos agrícolas intensivos, a sobreexploração do montado e a mecanização progressiva da lavoura desencadearam processos de erosão e perda de matéria orgânica, alterando profundamente a estrutura e a funcionalidade dos ecossistemas.

Ao longo do século XX, sucessivas tentativas de rentabilização do território, muitas vezes sustentadas por políticas agrícolas que ignoravam as limitações biofísicas da região, aceleraram a degradação dos solos. A Campanha do Trigo e a mecanização da lavoura reduziram o coberto vegetal e encurtaram os períodos de pousio, fragilizando a estrutura do solo e tornando-o mais susceptível aos processos erosivos. A perda de matéria orgânica, acompanhada da degradação da fertilidade dos solos, comprometeu a resiliência da paisagem, aumentando a vulnerabilidade à desertificação.

A compreensão dos processos de degradação que moldaram a Margem Esquerda do Guadiana exige uma análise integrada da relação entre os solos, o clima e a vegetação, considerando ainda o impacto das opções de gestão do território. A interacção entre estes factores não só determina a dinâmica dos processos erosivos e da perda de fertilidade, como também influencia a capacidade de regeneração dos ecossistemas. A Herdade de Vale Formoso e o Centro Experimental de Erosão constituem marcos fundamentais nesta discussão, uma vez que reúnem décadas de monitorização da evolução da paisagem e da resposta dos solos a diferentes formas de uso e manejo. A análise dessas trajectórias permite compreender os impactos cumulativos da acção humana sobre a estabilidade do solo e os limites da capacidade do ecossistema para recuperar após períodos de sobreexploração.

II.3.1. Erosão hídrica

A erosão do solo na Margem Esquerda do Guadiana é um dos processos mais evidentes da degradação ambiental associada à intensificação agrícola ao longo do século XX. A conjugação de solos pouco evoluídos, declives acentuados e precipitação irregular criou condições propícias à perda acelerada de solo sempre que a vegetação natural foi removida e o solo mobilizado de forma excessiva. Embora os sinais de erosão sejam perceptíveis desde o

final do século XIX, foi com a Campanha do Trigo que o problema atingiu uma escala sem precedentes (Brum Ferreira, 2001). A conversão de vastas áreas de montado e matos em terras de lavoura, impulsionada pelas políticas agrícolas do Estado Novo, resultou numa degradação acelerada dos solos, com a remoção da cobertura vegetal a expor grandes extensões de terreno à erosão hídrica (Mira Galvão, 1958).

A eliminação de árvores do montado para facilitar a mecanização e a redução dos períodos de pousio aumentaram drasticamente a vulnerabilidade do solo, reduzindo a infiltração da água e intensificando a escorrência superficial. Estima-se que, em algumas áreas da Serra de Serpa e Mértola, as taxas de erosão tenham ultrapassado $960 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}$, especialmente em terrenos sujeitos a lavoura contínua e sem cobertura vegetal, enquanto os terrenos sob cereal registaram valores de $90 \text{ g m}^{-2} \text{ ano}$. Comparativamente, terrenos em pousio ou mantidos com vegetação espontânea registaram perdas significativamente inferiores, comprovando o papel estruturante do coberto vegetal na estabilização dos solos (Roxo et al., 2023; Vandaele et al., 1997). No entanto, a substituição dos pousios longos por sistemas de cultivo mais intensivos eliminou este mecanismo de protecção, expondo os solos a processos erosivos contínuos (Mira Galvão, 1943), como a formação de barrancos (Figura 31).



Figura 31 - Barranco associado à remoção de mato e criação de gado na Serra de Serpa e Mértola (Outubro)

A degradação dos solos associada à erosão teve consequências directas na funcionalidade da paisagem agrícola. Além da redução da produtividade das terras lavradas,

a mobilização de grandes volumes de sedimentos alterou a dinâmica dos cursos de água, promovendo o assoreamento de ribeiras e contribuindo para eventos de cheia mais destrutivos. A Ribeira da Toutalga e Sobral da Adiça são exemplos bem documentados deste fenómeno: desde os anos 1960, sucessivas cheias repentinas acumularam depósitos sedimentares nos fundos de vale, soterrando azenhas e alterando as áreas tradicionalmente utilizadas para a agricultura (Brum Ferreira, 2000). O impacto destes processos foi agravado pela impermeabilização progressiva das vertentes, uma vez que a compactação do solo e a perda de matéria orgânica reduziram a sua capacidade de absorver água, aumentando ainda mais a intensidade da escorrência superficial (Roxo et al., 2023).

A tentativa de mitigação da erosão através da construção de infra-estruturas de contenção revelou-se insuficiente para travar a progressão do problema. Em Sobral da Adiça, um dique foi construído para reter os sedimentos transportados das vertentes lavradas, mas acabou por colapsar durante uma cheia intensa a 5 de Novembro de 1997, evidenciando a dificuldade em conter processos erosivos avançados apenas com soluções de engenharia (Brum Ferreira, 2000). A destruição da vegetação e a degradação estrutural do solo foram tão profundas que, mesmo com a cessação da actividade agrícola nas décadas seguintes, a recuperação natural foi limitada, deixando várias áreas permanentemente degradadas (Roxo et al., 2023).

O aumento da instabilidade das vertentes e a expansão das superfícies de solo a descoberto criaram um ciclo de erosão difícil de reverter. Sem a implementação de práticas de conservação do solo eficazes, a erosão continua a ser um factor determinante na evolução da paisagem. Os estudos de longo prazo confirmam que os terrenos lavrados sem protecção continuam a perder solo a taxas elevadas, reforçando a necessidade de políticas de gestão sustentável que contemplem não apenas a mitigação dos impactos, mas também a recuperação das áreas mais afectadas (Roxo et al., 2023).

II.3.2. Perda de matéria orgânica

A perda de matéria orgânica no solo foi um dos processos mais marcantes da degradação ambiental na Margem Esquerda do Guadiana ao longo do século XX, em especial nas áreas da Serra de Barrancos e na Serra de Serpa e Mértola. Os solos destas áreas, já naturalmente pobres em matéria orgânica devido à sua origem xistosa e à limitada

profundidade dos horizontes férteis, foram sujeitos a sucessivos ciclos de mobilização intensa, promovendo a rápida mineralização da fracção orgânica e a degradação da sua estrutura. A conversão de grandes áreas de montado e matos em terras de cultivo intensivo, aliada à eliminação progressiva dos pousios longos, reduziu drasticamente o fornecimento de biomassa ao solo, comprometendo a sua capacidade produtiva e a retenção de humidade.

As políticas agrícolas do Estado Novo, especialmente a Campanha do Trigo (1929-1938), incentivaram a expansão da lavoura em solos de fraca aptidão agrícola, conduzindo a uma exploração intensiva sem reposição adequada dos nutrientes. Relatórios agrícolas das décadas de 1940 a 1960 já apontavam para o esgotamento da fertilidade do solo, consequência directa da remoção da vegetação natural e da ausência de práticas de conservação (Mira Galvão, 1943; Sampaio, 1965). No início das Campanhas, a produtividade inicial das novas áreas de cultivo manteve-se elevada, aproveitando o elevado teor de matéria orgânica proveniente de detritos da charneca nas áreas recentemente arroteadas, e a eliminação do factor nutricional limitante através da fertilização química com fosfatos. No entanto, rapidamente se verificou uma quebra na capacidade produtiva das terras mobilizadas, evidenciando o impacto da perda de matéria orgânica e a incapacidade destes solos em sustentar a fertilidade a longo prazo.

A progressiva eliminação do pousio tradicional agravou ainda mais este processo. Durante séculos, a alternância entre lavoura e períodos de descanso da terra permitia a recuperação parcial da estrutura do solo e o armazenamento de matéria orgânica através da decomposição da vegetação espontânea. Com a intensificação da exploração agrícola, este equilíbrio foi quebrado, levando à compactação do solo, à redução da infiltração de água e ao aumento da lixiviação de nutrientes essenciais, como o azoto e o fósforo.

A partir da década de 1970, a modernização da agricultura e a mecanização das operações de lavoura agravaram ainda mais o problema. A utilização de maquinaria pesada em solos de baixa resistência estrutural promoveu a compactação dos horizontes superficiais, tornando mais difícil a infiltração da água e limitando o desenvolvimento radicular das culturas. Em muitas áreas, o uso indiscriminado de fertilizantes químicos e correctivos do solo foi adoptado como solução temporária para compensar a perda de fertilidade natural. No entanto, sem o suporte de matéria orgânica suficiente para sustentar a actividade biológica

do solo, a eficiência da fertilização química diminuiu progressivamente, tornando as terras cada vez mais dependentes de adubação externa para manter níveis mínimos de produtividade.

A redução drástica dos teores de matéria orgânica tem impactos que vão além da diminuição da produtividade agrícola: a capacidade de retenção de água é severamente afectada, reduzindo a resiliência das culturas face a períodos de seca e tornando as superfícies lavradas mais susceptíveis à erosão. Em algumas áreas, o declínio da fertilidade e a contínua remoção de biomassa resultaram num processo irreversível de degradação, levando ao abandono da actividade agrícola e à progressão de matos de baixa diversidade florística, como alguns estevais que dominam muitas das áreas anteriormente cultivadas.

A tentativa de recuperação da fertilidade do solo por meio de práticas correctivas pode revelar-se limitada face à escala da degradação. A conversão de algumas áreas em pastagens permanentes e a introdução de espécies florestais como o pinheiro-manso e o eucalipto, a partir da década de 1980, podem contribuir com algum aumento na retenção de matéria orgânica no solo, mas sem restaurar a funcionalidade original do bosque espontâneo. O balanço entre a remoção de biomassa agrícola e a reposição de matéria orgânica, se não for completamente restabelecia, pode deixar vastas áreas com uma fertilidade muito reduzida e pouca capacidade de regeneração sem intervenção activa.

II.3.3. Susceptibilidade à Desertificação

A desertificação na Margem Esquerda do Guadiana reflecte um processo de degradação progressiva do solo, impulsionado pela interacção entre factores naturais e antrópicos. O clima semiárido da região, caracterizado por chuvas irregulares e temperaturas elevadas, sempre colocou desafios na região, mas foi a sobreexploração agrícola ao longo do século XX que acelerou a perda de funcionalidade dos ecossistemas. A intensificação da lavoura, associada à remoção da vegetação natural e ao declínio da matéria orgânica, reduziu a capacidade do solo de reter humidade e favoreceu a erosão, deixando vastas áreas vulneráveis à degradação irreversível.

As mudanças nos padrões climáticos nas últimas décadas agravaram ainda mais esta situação. Desde os anos 1960, observa-se uma tendência de aumento das temperaturas médias e de redução da precipitação anual, contribuindo para um défice hídrico cada vez mais

acentuado. Em anos de seca, a falta de coberto vegetal acelera a degradação da estrutura edáfica, enquanto episódios de precipitação intensa, concentrados em curtos períodos, promovem a erosão e a degradação do solo. O efeito combinado da compactação do solo e da redução da infiltração de água compromete a capacidade de recuperação das áreas afectadas. Estudos indicam que terrenos anteriormente lavrados, agora abandonados, apresentam uma taxa de regeneração muito lenta, sobretudo nas zonas de maior declive, onde a escorrência superficial continua a ser elevada (Brum Ferreira, 2001; Roxo et al., 2023).

O aumento da variabilidade climática apenas reforça esta tendência, tornando cada vez mais difícil reverter os impactos da desertificação sem intervenções activas de restauro de ecossistemas. A evolução deste processo demonstra a necessidade de estratégias de mitigação mais eficazes. A adopção de sistemas agro-florestais, a recuperação de áreas degradadas e a gestão sustentável dos recursos hídricos são medidas fundamentais para travar o avanço da desertificação. Contudo, a implementação destas soluções tem sido dificultada por factores económicos e estruturais, que limitam o investimento em práticas de conservação do solo e recuperação da vegetação, e conduzem a uma utilização permanente de áreas degradadas (Figura 32).



Figura 32 - Gado ovino a pastorear uma área degradada da Serra de Serpa e Mértola (Maio)

II.3.4. Do diagnóstico à investigação aplicada

Os processos de degradação que marcaram a Margem Esquerda do Guadiana ao longo do século XX deixaram um rasto de processos erosivos e perda de fertilidade que comprometem a produtividade e saúde dos ecossistemas. A sobreexploração agrícola, aliada à irregularidade climática, expôs grandes áreas a um esgotamento progressivo da sua capacidade produtiva, tornando evidente a necessidade de compreender e mitigar estes impactos. A resposta a esta problemática surgiu ainda no período da Campanha do Trigo, com a criação da Herdade de Vale Formoso, concebida como um campo experimental para testar e demonstrar técnicas agrícolas adaptadas à realidade dos solos da região. A partir dos anos 1930, a herdade tornou-se um polo de experimentação em fertilização, rotação de culturas e conservação do solo, acompanhando as transformações impostas pela intensificação da lavoura.

Com o agravamento dos processos erosivos nas décadas seguintes, a necessidade de monitorizar a perda de solo levou à instalação do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso em 1961. Este centro tornou-se um espaço dedicado ao estudo sistemático da erosão hídrica nos solos da Serra de Serpa e Mértola, fornecendo dados quantitativos sobre os efeitos da mobilização do solo e testando práticas de conservação. O conhecimento gerado por estas iniciativas permite não apenas compreender a evolução da degradação ambiental na região, mas também fundamentar estratégias de gestão mais sustentáveis. A experiência acumulada na Herdade de Vale Formoso e no Centro Experimental de Erosão continua a ser uma referência para a mitigação dos impactos da erosão e da desertificação, demonstrando como a investigação aplicada pode apoiar a recuperação e o uso eficiente dos solos no Alentejo.

A Herdade de Vale Formoso

Durante a Campanha do Trigo, para além das medidas para motivar a instalação de campos de cereal – como os subsídios à arroteia, a fixação de preço e linhas de crédito simplificadas – houve também um conjunto de medidas para cumprir com o objectivo de aumentar a produtividade, tais como o incentivo à utilização de fertilizantes e maquinaria mais moderna. Para atingir os objectivos destas medidas, o Ministério da Agricultura da época criou pólos de extensão rural e assistência técnica, de forma a capacitar os agricultores da

região e compreender os desafios e oportunidades destas terras recém-arroteadas, entre os quais o Campo Experimental de Vale Formoso.

Este campo experimental foi instalado nas antigas ‘Terras do Estado em Vale Formoso’ que estavam ao abandono no momento da chegada da brigada técnica (Figura 33-A). Os terrenos haviam sido doados pela Câmara Municipal de Mértola para a “criação de um posto agrícola que exemplificasse aos novos seareiros possuidores das glebas a forma mais racional e económica de aproveitar os terrenos que haviam sido baldios”, que acabou por ser inaugurado em Fevereiro de 1930. O posto deu apoio directo aos lavradores da Serra durante as várias iterações da Campanha do Trigo nos anos 30 e 40, através da divulgação de técnicas agrícolas, maquinaria, sementes e adubo, o principal factor do sucesso das primeiras searas (Figura 33-B).



Figura 33 - Fotografia do monte abandonado nas Terras do Estado em Vale Formoso, no dia 22 de Fevereiro de 1930, aquando da chegada dos técnicos da Brigada Técnica da XIV Região (A); testes de sementeira manual em linhas e gradagem, fotografia de Novembro de 1930 (B). Ambas as fotografias são atribuídas ao Eng.º Mira Galvão.

Ao longo do período de actividade do centro foram publicados diversos trabalhos em revistas agronómicas e em folhetos do Ministério da Agricultura para dar conta dos resultados da experimentação sobre fertilização e rotações de culturas e técnicas de conservação de solo.

Algumas das principais preocupações de investigação incidiam sobre o azoto e o fósforo no solo, bem como a correcção torrencial de vertentes que resultaram em algumas linhas de correcção que ainda sobrevivem aos processos erosivos mais de 80 anos depois. A gestão da herdade assentava numa divisão em folhas, das quais cerca de metade eram para pastagens, a outra metade para ‘ensaio’. Para dar apoio a alguma agricultura de regadio que era possível fazer nos solos de baixas do ‘Vale Formoso’ foi instalada uma barragem, que também servia uma parcela dedicada a hortas, pomares e vinhas.

Hoje, a Herdade faz parte do Centro Experimental do Baixo Alentejo (CEBAL) que esteve durante os últimos anos entregue à Direcção Regional de Agricultura [e Pescas] (DRA[P]AL) tendo passado para a tutela da CCDR Alentejo durante o ano de 2024. A gestão da propriedade continua a ser em folhas, numa configuração ligeiramente diferente, mas já sem as áreas de regadio, pomares, hortas e vinhas (Figura 34). O grosso do trabalho desenvolvido na Herdade desde 1993 é para a manutenção da raça ovina campaniça e a rotação cultural foi desenhada com o objectivo de produzir pasto para um efectivo de 300-350 ovelhas (cerca de 4 ovelhas por hectare, um pouco mais considerando que nem todas as folhas são pastoreáveis em simultâneo). A rotação praticada actualmente consiste em: um ano de aveia, vicia ou azevém; dois anos de tremocilha (*Lupinus luteus*), um semeado e o outro de restolho; e sete anos de trevo subterrâneo (*Trofolium subterraneum*).



Figura 34 - Vista sobre as casas da Herdade de Vale Formoso, a barragem e os talhões do Centro Experimental de Erosão.

Centro Experimental de Erosão

Durante o período das Campanhas do Trigo, os solos delgados e pobres da Serra de Serpa e Mértola foram sujeitos a um momento de intensificação de uso do solo – diminuição ou eliminação dos pousios, lavoura perpendicular às curvas de nível – que desencadearam graves processos erosivos. Era necessário compreender este fenómeno e tentar mitigar os efeitos negativos da erosão hídrica na produtividade e fertilidade das terras, sob pena de haver graves prejuízos na agricultura da região. Coube à Direcção Geral de Hidráulica e Engenharia Agrícola (DGHEA) – hoje Direcção Geral de Agricultura e Desenvolvimento Rural (DGADR) – a instalação de dois centros experimentais de erosão: no Alentejo em Vale Formoso (cereais e pastagens), na região do Douro no Pinhão (vinha).

Para adquirir competências técnicas para o estudo da erosão hídrica dos solos a DGHEA enviou um dos seus técnicos para os Estados Unidos da América: o Eng.º Ernesto Baptista d'Araújo criador e primeiro director do Centro. No regresso da sua temporada nos EUA e outros locais, Baptista d'Araújo trouxe para Portugal um sistema semelhante ao de Wischmeier & Smith utilizado para calibrar a Equação Universal da Perda de Solo (EUPS, *USLE* em Inglês). Os objectivos do centro passavam por estudar o fenómeno da erosão hídrica nos solos de xisto da Serra e desenvolver e implementar medidas de conservação do solo.

O esquema experimental foi todo desenhado de raiz para satisfazer as necessidades específicas da Serra, que iam fornecer muito sedimento devido ao tipo de solo e declive. O sistema de tanques original foi extensivamente descrito por Roxo (1994) e, neste trabalho, os dados foram recolhidos num sistema diferente construído sobre o esquema anterior; ainda assim, serão utilizados alguns dados de erosão do período original. Por esse motivo, importa descrever grosso modo o esquema experimental do CEEVF para o período de 1961-2008, para uma leitura mais detalhada do funcionamento dos tanques e do processo de recolha de dados, recomenda-se a leitura de Roxo (1994).

Ao longo de uma mesma vertente com exposição entre SE e ESE foram instaladas originalmente 15 talhões³³ com 20m de comprimento por 8m de largura, o que corresponde

³³ Ao longo deste Trabalho serão utilizadas duas nomenclaturas para referência a parcelas de terreno isoladas, para distinguir em português aquilo que em inglês se denomina simplesmente *plots*: 'parcelas' são partes de um terreno/propriedade dividida e isolada onde se pratica uma rotação/divisão/uso; 'talhões' são as parcelas experimentais do CEEVF.

a 1/60 ha (Figura 35). Cada um destes talhões era gerido consoante uma rotação de conservação, sendo quatro dedicados à rotação de controlo (Cereal – Alqueive), correspondente à rotação de intensificação nos anos da Campanha do Trigo. Havia quatro talhões de controlo, duas em cada uma das principais exposições de vertente, e outras duas para serem geridas em espelho: quando uma tem cereal e outra tem alqueive e vice-versa, reduzindo o efeito de viés caso haja um ano mais seco ou mais húmido, registando-se sempre em controlo ambas as situações de ocupação do solo para o mesmo uso. Mais tarde foi instalada um outro talhão (7x) com o mesmo comprimento e metade da largura para perceber se havia algum viés causado pela largura dos talhões (não havia) e ainda outras duas (13a e 16) para estudar o comportamento erosivo e hidrológico em situações de vegetação espontânea.



Figura 35 - Vista sobre alguns talhões do Grupo 1 do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso.

O material do centro consistia então num sistema de recolha de água e sedimentos em três tanques, tinas de evaporação, udómetros e termómetros. Quando chovia, a água da chuva caía dentro do talhão - limitado no topo e lateralmente para impedir escorrência superficial para fora da área experimental – mas também nas caleiras que, na base do talhão, encaminhavam a água e os sedimentos em direcção ao tanque. Para calcular o volume escoado ao longo da vertente utilizava-se os dados do udómetro para saber a precipitação por unidade de área, multiplicado pela área do talhão e subtraindo-se a área da caleira. Tendo em

conta que os dados só eram recolhidos quando terminasse um evento pluviométrico – 24h sem precipitação – e que haveria certamente situações em que parte da água evaporasse do tanque, estes valores eram também corrigidos utilizando os dados das tinas de evaporação e dos termómetros.

Sabendo com mais precisão quanta água havia escoado ao longo da vertente, agitava-se o conteúdo dos tanques para recolher amostras de sedimentos em suspensão, enquanto os sedimentos de maior dimensão eram medidos no campo com recurso a uma balança depois de esvaziado o tanque. No laboratório os sedimentos eram secos e pesados para obter a medida mais precisa do sedimento em seco e o resultado eram dois valores principais: a taxa de escoarência superficial (%), que mede a proporção de água que caiu sobre o talhão e foi transportada ao longo da vertente; e a concentração de sedimentos (g l^{-1}) e a taxa de erosão (kg m^{-2} ou t ha^{-1}) que medem a perda de solo total em cada um dos talhões para cada evento de precipitação.

O Centro Experimental de Erosão iniciou a sua actividade no ano agrícola de 1960/61 e a série de dados é ininterrupta até ao ano agrícola 2008/09, quando o estado de degradação dos tanques – nunca recuperados, arrançados ou substituídos – impediu a recolha de dados fiáveis. A partir desse momento, os talhões deixaram de ter experimentação agrícola, estando desde então entregues à recuperação natural do ecossistema, limitada pelo ponto de partida de abandono e gradiente de degradação histórico. Para além dos dados de erosão, existe também uma série igualmente longa de dados de precipitação diários (1941-presente), bem como folhas dos udómetros para todos os dias desde 1961 até 2011, com algumas falhas nos últimos 3-5 anos. Estes dados dos udómetros foram recentemente digitalizados a uma resolução temporal de 5min, ou seja, existe agora uma série ininterrupta de dados que vão permitir estudar a evolução da intensidade da precipitação nos últimos 60 anos com muito elevada resolução³⁴.

³⁴ Este Trabalho foi desenvolvido sob a orientação do bolseiro Miguel Lourenço Morgado, com a colaboração de Ana Beatriz Nunes, Cátia Sales, Daniel Fortunato, Maria Eugénia Nascimento e Matilde Dias, estudantes do primeiro ano da licenciatura em Geografia e Planeamento Regional no ano lectivo de 2023/24.

III- METODOLOGIA

III.1. Dados Climáticos: precipitação e temperatura

III.1.1. Identificação e caracterização de eventos de precipitação

Para complementar a monitorização da resposta hidrológica dos talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (CEEVF), procedeu-se à identificação detalhada dos eventos de precipitação com base nos dados da estação meteorológica automática de Mértola – Vale Formoso, gerida pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA), que se encontra instalada a cerca de 200 m dos talhões. Os dados utilizados consistem em registos de precipitação com resolução temporal horária (mm h^{-1}). Para garantir a comparabilidade com a série histórica do CEEVF, foram utilizados dados diários (mm d^{-1}), com o início de cada dia às 09:00 h.

O início e duração de cada evento foi definida através de critérios baseados na separação temporal entre episódios de precipitação. Considerou-se que um novo evento se iniciava quando se verificava precipitação após um intervalo seco igual ou superior a um dia, e terminava quando voltava a ocorrer um novo intervalo seco da mesma duração. Esta abordagem foi complementada com um filtro mínimo de acumulação: apenas foram considerados os eventos com precipitação total igual ou superior a 5 mm, de modo a excluir episódios residuais sem relevância hidrológica. Esta metodologia permitiu isolar eventos com significado meteorológico e hidrológico, representativos do regime pluviométrico da região e do seu impacto potencial na geração de escorrência superficial. Para cada evento identificado, foram calculadas métricas essenciais à sua caracterização, tanto em termos temporais como em termos de intensidade e variabilidade interna. As principais variáveis extraídas incluíram a duração total do evento (em minutos), a precipitação acumulada (mm) e a intensidade média (mm h^{-1}).

III.1.2. Temperatura do ar e do solo a diferentes alturas e profundidades

Com o objectivo de caracterizar as condições térmicas antecedentes às campanhas de amostragem e compreender a sua influência sobre a variação sazonal da matéria orgânica no solo, foram utilizados dados diários de temperatura fornecidos pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) na estação automática próxima dos talhões. Foram considerados três níveis de medição: temperatura do ar a 1,5 m de altura, representando as condições atmosféricas de referência, temperatura à superfície do solo (0 cm), reflectindo o efeito

directo da radiação solar, e temperatura a 5 cm de profundidade, indicador das condições térmicas efectivas na camada amostrada para as análises de carbono orgânico. Os dados foram recolhidos com resolução diária e processados para cálculo das temperaturas média e máxima para cada um dos três níveis.

Para cada data de amostragem, foi calculada a média das temperaturas registadas nos 30 dias antecedentes, de forma a representar as condições térmicas acumuladas que antecederam cada recolha. Esta janela de 30 dias permite captar o efeito térmico cumulativo relevante para os processos biogeoquímicos de decomposição e mineralização da matéria orgânica, mais do que o impacto imediato de variações diárias. Este procedimento foi aplicado às diferentes campanhas de 2021/22, possibilitando a integração das variáveis térmicas com os teores de carbono orgânico observados e a avaliação da sensibilidade dos talhões às condições extremas de temperatura. As análises subsequentes incluíram correlações entre teor de carbono orgânico e temperatura máxima média nos 30 dias anteriores à amostragem, permitindo identificar limiares de stress térmico e comparar a resposta entre diferentes trajectórias de recuperação e tipos de coberto. A inclusão de níveis térmicos múltiplos (ar, superfície e subsuperfície) possibilitou, assim, uma leitura mais detalhada dos gradientes de aquecimento e do seu efeito na estabilidade da matéria orgânica.

III.2. Solo: teor de carbono, densidade aparente e textura

III.2.1. Desenho experimental e estratégia de amostragem

O desenho experimental deste trabalho assentou na identificação de sítios e locais de amostragem ao longo da área de estudo e a sua integração a diferentes escalas. Distingue-se aqui entre ‘sítios’ e ‘locais’ de amostragem de forma a diferenciar, primeiro, as subáreas de estudo dentro da Serra onde deve ser feita a recolha de amostras, e segundo, os locais exactos onde as amostras são recolhidas. Consideram-se então sítios cada um dos Talhões Experimentais do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (18 sítios), cada uma das parcelas em rotação na Herdade de Vale Formoso (16 sítios), cada um dos barrancos da Serra escolhidos para este estudo (quatro sítios), aos quais se acrescentam outros sítios pontuais identificados por trabalho de campo e análise visual de fotografia aérea: sete de cereal, um de reflorestação com pinheiro manso, seis de reflorestação com quercíneas, 11 de vegetação espontânea, e sete de pastagem. Cada um destes 71 sítios foi, com algumas excepções, analisado em pelo menos três locais para ter em conta a possível heterogeneidade espacial e a influência de factores morfológicos na variabilidade do teor de matéria orgânica, totalizando 209 pontos de amostragem.

Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso

A recolha de amostras nos talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso iniciou-se no ano agrícola 2021/22. Neste primeiro ano, a recolha das amostras foi sazonal para tentar identificar diferenças intra-anuais nos teores de carbono no solo. Realizaram-se quatro campanhas representando as quatro estações do ano: Novembro (Outono), Fevereiro (Inverno), Maio (Primavera) e Agosto (Verão), ocorrendo todas entre os dias 13 e 17 do respectivo mês. As amostras foram recolhidas de forma sistemática, três em cada talhão (topo, meio e base), a uma distância de 1 m do limite esquerdo e aos 2 m, 10 m e 18 m de comprimento (2 m a contar do topo e da base, e uma a meio), totalizando 54 amostras por estação. Devido à densidade de vegetação dos talhões com vegetação espontânea (7x, 13a e 16), as amostras foram recolhidas do lado direito, respeitando todas as outras dimensões. A Figura 36 ilustra os locais de recolha das amostras nos talhões do CEEVF.

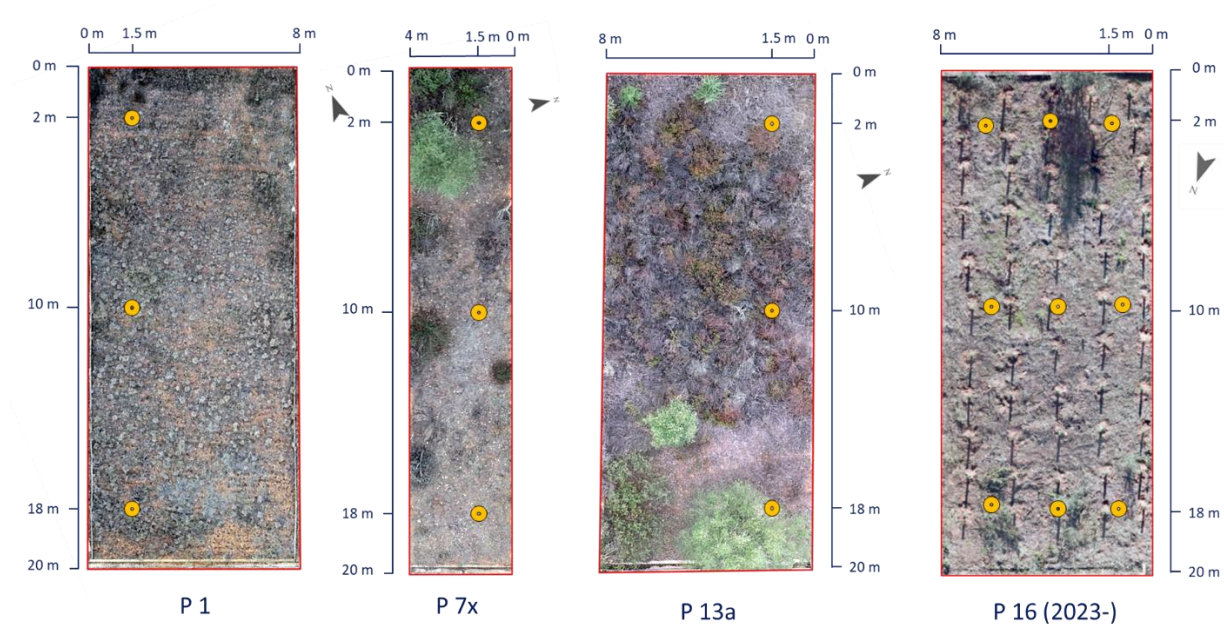


Figura 36 - Locais de recolha das amostras nos talhões T1, T7x, T13a e T16 (depois da mudança de uso em Outubro de 2023). As parcelas T2, T3, T4, T5, T6, T7, T8, T9, T10, T11, T12, T13, T14 e T15 utilizaram um esquema semelhante a T1, e a parcela T16 (até Outubro de 2023) um esquema semelhante à T13a.

Herdade de Vale Formoso

Para além do CEEVF, houve mais momentos de amostragem na Herdade de Vale Formoso, de forma a ter dados referentes a um conjunto de práticas de gestão e tipos de uso com condições edáficas e morfológicas bem conhecidas. À semelhança do que aconteceu nos talhões do CEEVF, durante o primeiro ano agrícola (2021/22), foram recolhidas amostras para as estações de Outono, Inverno, Primavera e Verão, nas mesmas datas. Para criar o esquema experimental, utilizou-se um Modelo Digital de Terreno (MDT) com resolução de 2m³⁵ para obter a posição topográfica relativa³⁶, classificada em tercios para obter o terço superior, médio e inferior das vertentes na Herdade. Foram recolhidas cinco amostras nas partes superiores, cinco nas partes inferiores, 33 em sectores intermédios, e sete em áreas de várzea, totalizando 50 amostras. A localização dos pontos de amostragem foi feita importando os pontos para um projecto *QField* com as camadas das parcelas da herdade e os pontos de amostragem e foram pontualmente corrigidos no campo para garantir a exequibilidade na recolha da amostra.

³⁵ Voo realizado com recurso a um *drone* DJI Phantom 4 Pro, voado a uma altitude de 60m, câmara vertical, malha única, apoiado por 20 pontos fotogramétricos recolhidos com recurso a estação GNSS Trimble R8. Processado com *software* Pix4D mapper, resultando em três conjuntos de produtos: Ortofotomapa (5cm resolução), Modelo Digital de Elevação (5cm, 15cm e 2m de resolução), Modelo Digital de Terreno (5cm, 15cm e 2m de resolução).

³⁶ *Relative Topographic Position* processada a partir do MDT em *software* SAGA GIS.

Outras áreas da Serra de Serpa e Mértola

A recolha de amostras noutros pontos da Serra de Serpa e Mértola serviu para obter testemunhos de outros tipos de uso, ocupação e gestão do solo que não se encontram nos talhões experimentais do CEEVF (vegetação espontânea com diferentes pontos de partida) nem nas parcelas rotacionais da Herdade de Vale Formoso (rotação com cereais, pastagem, leguminosa e presença de gado). A escolha dos locais teve os seguintes critérios: serem áreas onde já havia sido desenvolvido algum tipo de estudo, como por exemplo os barrancos da Serra (Roxo et al., 2023); serem áreas com um registo prolongado de vegetação espontânea, verificado através de análise visual de ortoimagens *Google Earth*; corresponderem a situações culturais e de gestão diferentes das praticadas na Herdade de Vale Formoso, como por exemplo áreas de cereal ou repovoamentos florestais de quercíneas e pinheiros.

Para cada uma das áreas de amostragem foi identificado o pixel *Sentinel 2* correspondente, de forma a poder, no futuro, analisar tendências temporais de resposta espectral nas áreas de estudo com recurso a detecção remota. Para isso foi criado um script em *Google Earth Engine* que criasse um mosaico de imagens *Sentinel 2A* (`ee.ImageCollection("COPERNICUS/S2_SR")`), calculando a mediana para das imagens com cobertura de nuvens inferior a 10% no ano agrícola de 2021/22. Cada um dos pixels foi então convertido num polígono com 10m de lado e um identificador único que é associado a cada amostra nessa área. O ponto de recolha de cada amostra foi o centro do polígono correspondente ao pixel *Sentinel 2A*. Para isso utilizou-se um projecto *QField* com os polígonos correspondentes aos pixels *Sentinel*, com a posição do utilizador a servir para marcar o ponto e respectivos atributos.

III.2.2. Processo de recolha e análise das amostras

A recolha das amostras de solo foi semelhante para todos os tipos de áreas de estudo, com algumas nuances em função da exequibilidade da recolha da amostra – determinada por factores como a estação do ano, posição relativa na vertente e pedregosidade. Os parâmetros de solo a serem estudados em laboratório serão a Densidade Aparente ($\text{g}^{-1} \text{cm}^3$), Teor de Matéria Orgânica (%), Humidade (%) e estrutura. Devido à duração do estudo – quatro anos – a Densidade Aparente apenas foi analisada em um período, por dois motivos: primeiro porque a variação temporal num mesmo tipo de uso e ocupação do solo é muito reduzida; segundo porque durante a maior parte do ano o solo encontra-se muito seco e compactado o que,

associado à sua já naturalmente elevada pedregosidade impossibilita a análise deste parâmetro a maior parte do tempo. O Teor de Humidade e Matéria Orgânica foram analisados em todas as amostras recolhidas e em todos os períodos, uma vez que as variações de Matéria Orgânica são o principal foco deste estudo, e o teor de humidade é um passo intermédio no cálculo deste parâmetro na metodologia utilizada.

O processo de recolha de amostras foi diferente nas diferentes escalas. Nos talhões do CEEVF, as amostras foram recolhidas apenas nos pontos conforme ilustrado na Figura 36, de forma a causar o mínimo distúrbio possível no solo na vegetação. As amostras foram recolhidas através de um cilindro conforme o método utilizado para a recolha e análise de solo para determinar a Densidade Aparente (método descrito no ponto seguinte) e o buraco foi tapado com restos de manta morta e vegetação em redor do ponto no talhão.

Nas parcelas da Herdade de Vale Formoso, devido aos níveis elevados de compactação do solo, nem sempre foi possível recolher amostras com recurso ao cilindro. Nestes casos, optou-se pelo método de escavação em que, para cada ponto de amostragem se definiu uma quadrícula de cerca de 1m em torno da área da amostragem para recolher solo dos primeiros 5cm e misturando a amostra para eliminar e considerar a potencial variabilidade espacial no teor de matéria orgânica. Nas áreas de testemunho fora da Herdade de Vale Formoso utilizou-se um método misto em que, para cada local de amostragem se recolheu uma a duas amostras com recurso ao cilindro e as restantes através do método da quadrícula. Assim, consegue-se caracterizar as diferentes situações de uso e gestão do solo e a sua influência na Densidade Aparente enquanto se obtêm informação acerca da variabilidade do teor de matéria orgânica.

Densidade Aparente (g-1 cm³)

Para analisar a Densidade Aparente, existem dois métodos que se destacam: 1) por cilindro (*the Core method*), recolhendo solo através da inserção de um cilindro de volume conhecido na superfície do solo, recomendado para solos pouco secos e pouco pedregosos; 2) por agregados (*the Clod or Excavation method*), recomendado para solos mais pedregosos, recolhendo um agregado de solo de volume considerável, envolvê-lo em parafina com uma densidade conhecida e medir a mudança do volume de água num recipiente quando se insere o agregado. Para este estudo escolheu-se o primeiro método por dois motivos: primeiro porque neste estudo apenas é analisado o horizonte superficial do solo (5-10 cm de profundidade), onde nem sempre é comum haver agregação, especialmente quando os solos

são trabalhados; segundo por questões de escalabilidade e disponibilidade de material. O método do cilindro permitiu na grande maioria dos casos ser possível recolher amostras de densidade em todos os sítios, havendo sempre no momento da recolha da amostra o cuidado de não incluir fragmentos rochosos de alguma dimensão ($> 2\text{ cm}$).

No campo, foi utilizado um cilindro de aço inoxidável com 100 cm^3 (Figura 37-a), uma espátula, uma ripa de madeira e um martelo de geólogo. O cilindro é colocado à superfície do solo, coloca-se a ripa de madeira para cobrir a parte superficial do cilindro e faz-se pressão para entrar no solo causando o mínimo distúrbio possível. Se o cilindro encontrar resistência considerável é removido e colocado num local ao lado para se repetir o processo. Quando o cilindro estiver à face, remove-se o solo à volta com recurso ao martelo de geólogo e insere-se a espátula na base do cilindro para a amostra ser transferida para um saco plástico (Figura 37-b). No laboratório, as amostras são transferidas para frascos de evaporação previamente pesados à grama com três casas decimais, e o conjunto é pesado. Em seguida são colocadas a secar numa mufla durante 25h a 105°C (Figura 37-c) pesada de novo. A Densidade Aparente (g cm^3) e o Teor de Humidade (%) são calculados dividindo o peso final da amostra seca, descontado do peso do frasco de evaporação pelo volume do cilindro (100 cm^3) e calculando a respectiva variação percentual.

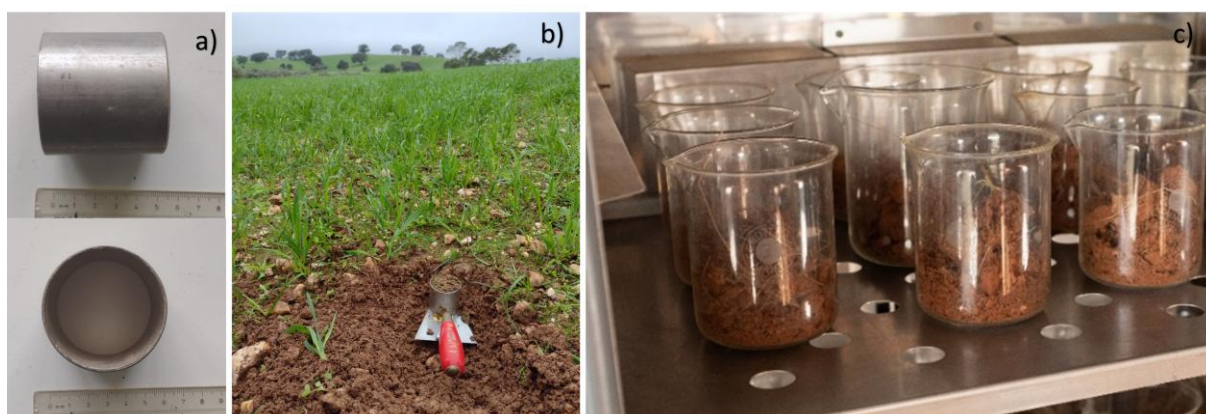


Figura 37 - Cilindro de 100 cm^3 (a), processo de recolha da amostra para análise da Densidade Aparente (b) e amostras depois de 24h na mufla 105°C (c).

Teor de Matéria Orgânica (%)

As amostras para análise do teor de matéria orgânica foram as mesmas utilizadas para determinar a Densidade Aparente nos talhões do CEEVF e nas áreas de testemunho. No entanto, para ter em conta a variabilidade espacial, nos diferentes locais foi também aplicado um método de recolha em que se definiu raio com cerca de 1m de largura onde foram

recolhidas amostras do horizonte superficial do solo por escavação para serem misturadas no mesmo saco e posteriormente analisadas. No laboratório, as amostras foram colocadas num frasco de evaporação com o peso conhecido e pesadas no seu conjunto, secadas numa mufla a 105°C durante 24h e pesadas de novo para determinar o teor de humidade e ter a amostra pronta para a determinação da matéria orgânica. De seguida, foi retirado de cada amostra cerca de 25g de solo que foi pisado num almofariz para destruir os agregados e de seguida foi passado por um crivo de 2 mm para ser colocado numa tina de evaporação com peso já determinado resultando numa amostra de cerca de 15g (excluindo o peso da tina), conforme ilustrado na Figura 38.

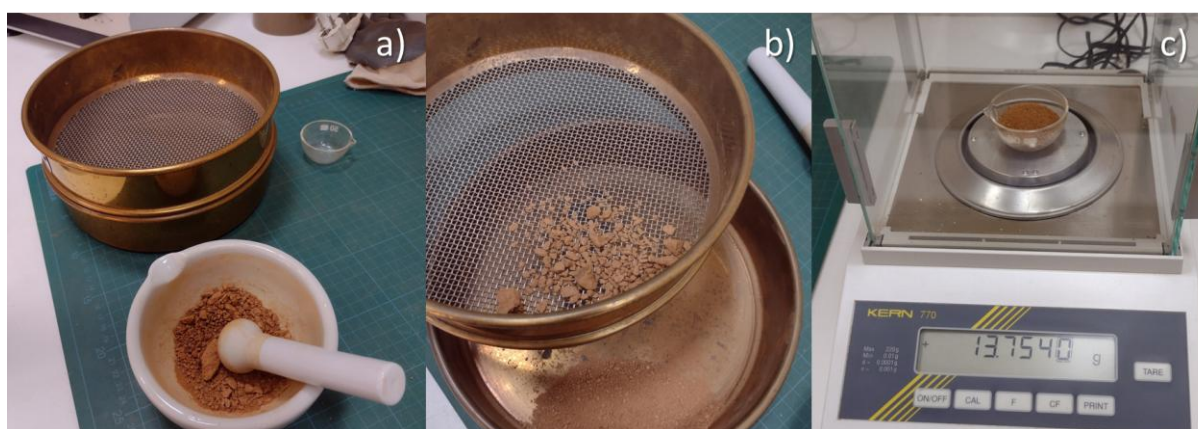


Figura 38 - Parte da amostra passada depois de pisada pelo almofariz (A) e passada pelo crivo de 2mm (B) resultando numa sub-amostra de cerca de 15g pronta para análise (C).

O teor de matéria orgânica foi determinado de duas formas: 1) perda por ignição (*LOI – Loss On Ignition*); 2) oxidação (*Wet Oxidation*). O primeiro foi efectuado no Laboratório de Geografia da Faculdade de Ciências Sociais e Humanas da Universidade NOVA de Lisboa, o segundo foi aplicado a algumas amostras enviadas para o Laboratorio de Geomorfología da Universitat de València. No método de perda por ignição as amostras são colocadas numa mufla a 600°C durante 2h e determina-se que o peso perdido é matéria orgânica nos solos sem presença de carbonatos. No método de *Walkley-Black*, recomendado para solos com teores de matéria orgânica inferiores a 15%, o carbono orgânico é oxidado com o calor gerado pela reacção de uma solução de dicromato de potássio em ácido sulfúrico.

Teor de Carbono no Solo ($t\ C\ ha^{-1}$)

O teor de carbono no solo foi calculado com base na conversão do teor de matéria orgânica em teor de carbono orgânico através do factor de correcção de 0.58, e da fórmula volumétrica que relaciona o teor de carbono, densidade aparente, profundidade do perfil em

análise e fracção grosseira (partículas > 2 mm). A fracção grosseira foi estimada para todos os talhões com base nos materiais que ficaram retidos no agitador de peneiras durante a fase de preparação de cada uma das amostras. O número de pontos de amostragem em cada um dos talhões foi reduzido ao mínimo para evitar amostragem destrutiva, pelo que a determinação da fracção grosseira para cada talhão não é viável devido à elevada variabilidade espacial da pedregosidade. Por esse motivo, foi estimada uma fracção grosseira global para todos os talhões de cerca de 35% e esse valor será utilizado de forma constante para o cálculo do teor de carbono no solo. A utilização de um valor constante reduz, em parte, a relevância de aplicar esta parte da equação e a alternativa poderia ser calcular apenas teor de carbono no solo na fracção fina. No entanto, o valor constante será utilizado para efeitos de comparação com outros estudos e com os dados analisados a outras escalas espaciais.

$$OC_{\%} = OM_{\%} \times 0.58$$

, em que $OC_{\%}$ é o teor de carbono orgânico, $OM_{\%}$ o teor de matéria orgânica e 0.58 o factor de correcção carbono-matéria orgânica.

$$SOC_{t\ C\ ha^{-1}} = OC_{\%} \times BD_{g\ cm^{-3}} \times D_{cm} \times (1 - G)$$

, em que $SOC_{t\ C\ ha^{-1}}$ é o teor de carbono no solo em toneladas por hectare, $OC_{\%}$ o teor de carbono orgânico, $BD_{g\ cm^{-3}}$ a densidade aparente, D_{cm} a profundidade do horizonte em análise e G a fracção grosseira.

Textura do Solo

As classes de textura do solo foram analisadas para as amostras dos Talhões Experimentais do CEEVF. A análise foi feita no Laboratório de Geomorfologia da Universitat de València através do método da pipeta (*pipette method*). Neste método, 50 g de solo seco a 105°C são misturados com um agente dispersante e água destilada para criar uma suspensão, que é em seguida colocada a uma temperatura constante para sedimentar. À medida que partículas de diferentes tamanhos sedimentam a ritmos diferentes é recolhida uma amostra de água com sedimentos em suspensão a uma determinada profundidade. Neste estudo, foram determinadas a fracção grosseira (superior a 2 mm), duas classes de areias (inferior e superior a 0,25 mm), limo e argila.

III.2.3. Outros pontos de amostragem utilizados: bases de dados LUCAS e INFOSOLO

A parte principal do trabalho de campo e experimental deste trabalho centrou-se na Serra de Serpa e Mértola. No entanto, para estudar o impacto das mudanças de uso do solo nas dinâmicas de carbono e passar para uma reflexão acerca do planeamento territorial na Margem Esquerda do Guadiana, foi necessário considerar amostras de solo fora da área da Serra. Por motivos de exequibilidade do plano de trabalhos, e porque não existem praticamente amostras de solo em bases de dados públicas nesta área, deu-se prioridade à recolha de amostras na Serra. Para a restante Margem Esquerda, serão utilizadas amostras na base de dados INFOSOLO (Ramos et al., 2017).

Harmonização dos teores de matéria orgânica e correcção para comparabilidade com bases de dados públicas

As amostras de solo recolhidas na Serra de Serpa e Mértola, representativas da camada superficial (0–5 cm), apresentaram teores relativamente elevados de matéria orgânica, reflectindo a acumulação superficial típica de sistemas extensivos em solos pouco mobilizados. No entanto, para que estes resultados possam ser comparados de forma válida com os dados disponibilizados nas bases de dados nacionais (INFOSOLO) e europeias (LUCAS), que adoptam protocolos distintos, foi necessário implementar um processo de harmonização metodológica em duas etapas: 1) a conversão dos valores laboratoriais obtidos por perda por ignição (LOI) para equivalentes do método de oxidação de Walkley–Black; e 2) a normalização vertical dos teores de matéria orgânica através de funções de decaimento exponencial, de modo a estimar concentrações médias representativas da profundidade-alvo (0–20 cm ou horizonte A), a partir de amostras superficiais.

Conversão dos valores obtidos por LOI para equivalente Walkley–Black

A determinação laboratorial inicial dos teores de MO foi realizada por perda por ignição (LOI) a 350 °C durante 2 horas. Apesar da sua acessibilidade, este método é sensível à temperatura, frequentemente sobrestimando os teores reais, sobretudo em solos com elevados teores de argila ou com hidratação mineral. Para mitigar esse viés, foi conduzido um ensaio com 50 amostras representativas, submetidas também ao método de oxidação de Walkley–Black (WB), utilizado historicamente nas bases de dados nacionais.

A regressão linear ajustada para harmonização entre os dois métodos foi a seguinte:

$$MO_{WB} = 0.6359 \times MO_{LOI} + 0.1313 \quad (R^2 = 0.4193)$$

Esta fórmula foi aplicada a todas as amostras LOI para gerar valores equivalentes ao método de oxidação, assegurando a comparabilidade com os valores publicados pelas bases de dados LUCAS e INFOSOLO.

Correcção da profundidade: normalização dos dados de campo e da base de dados INFOSOLO para o intervalo 0–20 cm (LUCAS)

Uma das limitações metodológicas centrais deste trabalho prende-se com a comparabilidade dos teores de matéria orgânica obtidos nas amostras recolhidas na Serra de Serpa e Mértola com os dados disponíveis nas bases de dados internacionais (LUCAS) e nacionais (INFOSOLO). A maioria dos valores destas bases de dados corresponde a amostras compostas da camada 0 – 20 cm, enquanto as amostras recolhidas neste trabalho se referem exclusivamente à camada superficial (0 – 5 cm). Esta diferença introduz um viés conhecido de sobrestimação relativa nos valores superficiais, uma vez que os teores de matéria orgânica apresentam uma distribuição exponencial decrescente com a profundidade. Por este motivo, os valores de matéria orgânica obtidos em amostras superficiais tendem a sobrestimar a média do horizonte A, sendo necessário aplicar uma função de normalização vertical que permita comparações válidas entre os dados obtidos com diferentes protocolos de amostragem e determinação em laboratório. Para ultrapassar foram aplicados factores de correcção derivados de funções de decaimento exponencial, baseadas na literatura científica para solos mediterrâneos. Assume-se que a concentração de matéria orgânica ao longo do perfil segue uma função do tipo:

$$C_{(z)} = C_0 \cdot e^{-k z}$$

em que:

- $C_{(z)}$ representa a concentração de matéria orgânica até à profundidade z .
- C_0 é o valor à superfície (camada de amostra 0-5 cm)
- k é o coeficiente de decaimento vertical (cm^{-1}), determinado em função do tipo e uso/gestão do solo.

Para estimar a concentração de matéria orgânica ao longo de uma camada de profundidade z , integra-se a função de decaimento exponencial no intervalo $[0, z]$:

$$\bar{C}_{[0,z]} = \frac{1}{z} \int_0^z C_0 \cdot e^{-kz} dz = C_0 \cdot \frac{1 - e^{-k z}}{kz}$$

Esta expressão permite calcular o valor médio de matéria orgânica numa amostra de profundidade z , assumindo um decaimento exponencial típico. A partir dela, deriva-se o factor de correcção necessário para transformar uma média medida numa amostra com profundidade z na média equivalente para os 0–20 cm:

$$FC_{z \rightarrow 20} = \left(\frac{1 - e^{-k \cdot 20}}{1 - e^{-k \cdot z}} \right) \cdot \frac{z}{20}$$

O coeficiente de decaimento k foi assumido com base na diferença de comportamento entre os usos do solo dominantes em cada tipo de solo, com base na literatura consultada para solos na Península Ibérica. Nos Luvisolos Vx , correspondentes às áreas mais elevadas e férteis da Serra, os usos dominantes são a Agricultura e Pastagens, com rotações associadas aos usos tradicionais do montado de azinho e sobreiro. A mobilização e o pastoreio contribuem para a mistura de matéria orgânica em camadas mais profundas, achatando o gradiente vertical e resultando num coeficiente de decaimento de 0.07. Nos Litossolos Ex , localizados nas encostas mais próximas ao Guadiana e ao Chança, os usos do solo dominantes são as florestas e matos espontâneos. As superfícies não-mobilizadas acumulam manta morta da vegetação herbácea, arbustiva e arbórea, criando situações de maior concentração de matéria orgânica nas camadas superficiais do solo, sendo necessário um coeficiente de decaimento mais elevado de 0.09.

Estes valores foram utilizados para calcular factores de correcção que permitem transformar a concentração média da camada superficial (0–5 cm) numa estimativa da concentração média dos primeiros 20 cm para cada tipo de solo, de forma a harmonizar os dados com os protocolos da base de dados LUCAS. A correcção baseia-se na integração da função exponencial para o novo valor de profundidade. Para as amostras obtidas por trabalho de campo cujo valor de C_0 foi estimado a partir da camada superficial, o factor de correcção (FC) é calculado com base na razão entre as médias integradas nas camadas de 0–20 cm e 0–5 cm:

$$FC_{campo} = \frac{1 - e^{-k \cdot 20}}{k \cdot 20} \div \frac{e^{-k \cdot 0} - e^{-k \cdot 5}}{k \cdot 5}$$

Este factor representa a razão entre a média esperada no perfil de referência (20 cm) e a média observada nos 0–5 cm, assumindo distribuição exponencial (Tabela 2):

Tabela 2 - Constante k e factor de correcção para os dois principais tipos de solo na Serra de Serpa e Mértola.

Tipo de solo	Uso dominante	$k_{cm^{-1}}$	Factor de correcção
Luvissolos Vx	Agricultura e Pastagens	0.07	0.638
Litossolos Ex	Florestas e Matos	0.09	0.576

Para garantir coerência analítica entre as amostras recolhidas no campo e os dados disponíveis nas bases institucionais, foi também aplicada uma correcção por profundidade aos valores de matéria orgânica presentes na base de dados INFOSOLO. Apesar de conter informação detalhada por perfil e horizonte, os valores desta base apresentam profundidades muito heterogéneas — variando entre os 10 e os 56 cm na área de estudo — o que compromete a comparabilidade directa com os valores na base de dados LUCAS e dos dados de campo harmonizados. Por esse motivo, todos os valores de matéria orgânica da base de dados INFOSOLO foram normalizados para o intervalo 0-20 cm através da aplicação de factores de correcção derivados da mesma função de decaimento exponencial já demonstrada anteriormente:

$$FC_{INFOSOLO} = \left(\frac{1 - e^{-k \cdot 20}}{1 - e^{-k \cdot z}} \right) \cdot \frac{z}{20}$$

onde z corresponde à espessura do horizonte original da amostra. Este procedimento permitiu aplicar o mesmo referencial de profundidade a todas as amostras, tornando possível uma análise comparativa robusta entre os dados locais, nacionais e europeus.

Justificação metodológica

Esta abordagem de dupla correcção (analítica e de profundidade) encontra-se alinhada com as práticas estabelecidas por protocolos como o *Tier 1* do IPCC para inventários de carbono, o protocolo LUCAS da UE e os inventários nacionais de França (RMQS) e Espanha (SIOSE), que também aplicam estimativas por perfis ou funções de decaimento quando só existem dados superficiais. A literatura mostra que mais de 70% do carbono orgânico total se encontra concentrado nos primeiros 40 cm do solo mediterrâneo, e que cerca de metade deste se encontra nos primeiros 10–15 cm, validando o uso de funções de decaimento exponencial para efeitos de normalização vertical.

Além disso, análises de sensibilidade realizadas para este estudo demonstraram que a escolha de valores de k entre 0.07 e 0.09 conduz a variações relativamente modestas (<15%) nos valores finais corrigidos, o que confere alguma confiança à sua utilização enquanto estimativas conservadoras. A eventual incorporação de dados de perfis completos no futuro poderá permitir a afinação destes valores

A justificação para esta metodologia prende-se com a necessidade de isolar os efeitos do método laboratorial e da profundidade de amostragem das diferenças reais de teor de carbono no solo. De facto, os solos da Serra apresentam teores superficiais de MO elevados, mas com profundidades efectivas muito inferiores aos solos das restantes áreas da Margem Esquerda do Guadiana. Esta correcção permite, assim, comparar em termos funcionais e quantitativos os diferentes ambientes edáficos e validar inferências espaciais sobre carbono no solo. No entanto, importa salientar que os coeficientes de decaimento utilizados, apesar de suportados pela literatura, representam médias regionais e não foram calibrados com perfis completos locais. Para mitigar esta limitação recomenda-se que, em trabalhos futuros, seja feita uma validação empírica com base na recolha pontualmente complementada com amostras à totalidade do horizonte superficial de cada tipo de solo.

III.2.4. Resposta erosiva e hidrológica dos talhões

A análise da resposta erosiva e hidrológica das vertentes em diferentes tipos de uso do solo será feita a dois ritmos: por um lado, serão utilizados os dados do Centro Experimental de Erosão de Solo (1961-2008) tomando como ‘controlo’ os dados de erosão e escorrência superficial nas diferentes situações de ocupação humana (cereais, pousio lavrado, sideração com leguminosas ou cereal, pastagem semeada, e reflorestação com pinheiro manso e azinheira), bem como duas situações de vegetação espontânea (esteval e mato espontâneo). Os dados foram recolhidos entre os anos agrícolas de 1961 e 2008, com base no esquema experimental descrito no capítulo II.3.4 e ilustrado na Figura 39. Para interpretação da transição entre áreas cultivadas e vegetação espontânea, devido à inexistência de dados de erosão com qualidade após a degradação dos tanques depois de 2008, serão interpretadas a transição para esteval (talhão 7x) conforme sintetizado por Roxo e Calvo-Cases (2019).

Com a cessação da actividade agrícola e a colonização pela sucessão secundária, os talhões praticamente deixaram de produzir sedimentos (Roxo e Calvo-Cases, 2019). Assim, aproveitando a infra-estrutura original do Centro, o esquema experimental dos talhões foi

actualizado para obter dados contínuos de escorrência superficial³⁷. O segmento final das caleiras que transportavam água e sedimento passaram a ser ligados através de um tubo a um sistema de pás oscilantes com um interruptor magnético ligado a um *data logger* (Figura 39). Todos os talhões à excepção do 16 estão em monitorização contínua de escorrência superficial desde 2016. A informação recolhida nos talhões é complementada com dois udómetros situados entre os talhões T4 e T6 que registam dados com recurso a um sistema semelhante, bem como através das estações meteorológicas automáticas da APA – Agência Portuguesa do Ambiente, com resolução temporal de cinco minutos, e do IPMA – Instituto Português do Mar e da Atmosfera, com resolução temporal horária.



Figura 39 - Esquema experimental original (1961-2008) e actual (2017-presente) dos talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso.

Para assegurar comparabilidade directa com a série histórica do CEEVF, toda a análise da escorrência foi conduzida à resolução do evento de precipitação descrita anteriormente. Para cada evento, associou-se a precipitação total observada ao volume de escorrência

³⁷ O sistema foi pensado, desenhado e montado por Adolfo Calvo-Cases.

registado em cada talhão, convertendo-o no coeficiente de escorrência. Foram excluídos os eventos com precipitação inferior a 5 mm. A síntese de resultados considerou classes de magnitude de precipitação (< 10 mm, < 20 mm, $20 - 50$ mm, ≥ 50 mm, > 100 mm) bem como a comparação entre trajetórias pós-abandono (mobilização contínua, cereal – alqueive, forragem, reflorestação e abandono espontâneo). Para cada data com modelos de altura do coberto (CHM) e para cada campanha de recolha de amostras de carbono orgânico no solo, seleccionaram-se os eventos no intervalo de 30 dias em torno de cada um dos momentos de amostragem de forma a relacionar a resposta hidrológica com as condições do solo e da vegetação nos talhões.

III.3. Vegetação: composição florística e estrutural

O estudo de identificação das espécies presentes nos talhões experimentais do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso foi conduzido durante a Primavera de 2024, na primeira semana de Maio, no pico da floração. Estes talhões, historicamente utilizados para estudar processos erosivos e hidrológicos à escala da vertente entre 1961 e 2008, foram colonizados por uma sucessão secundária com diferentes pontos de partida de cessação da actividade agrícola, criando um ambiente ideal para estudar variações naturais na vegetação, bem como a influência de pontos de partida e gradientes de degradação na capacidade de recuperação dos ecossistemas.

Estudos desta natureza têm por hábito utilizar métodos de subamostragem de talhões de modo a tentar caracterizar a situação ‘média’ representativa da área a estudar. No entanto, devido ao historial de processos erosivos em muitas dos talhões, bem como algumas limitações físicas da distribuição de materiais ao longo da vertente (por exemplo, acumulação de materiais finos na base da caleira) leva por vezes a distribuições muito contrastantes entre o topo e a base. Por esse motivo, e devido à sua reduzida dimensão, em vez de tentar isolar uma situação média foi estudada toda a área de cada talhão. A maioria dos talhões eram testemunhos de uma transição de uso/gestão agrícola para abandono, no entanto, alguns representavam situações de gestão específica, como repovoamento com pinheiro-manso (*Pinus pinea*), azinheira (*Quercus rotundifolia*) e um talhão de controlo com vegetação espontânea (*matagal*).

III.3.1. Identificação das espécies presentes nos talhões do CEEVF

A recolha de dados foi feita através da identificação das espécies em cada talhão através de análise visual. Utilizando o método fitossociológico de Braun-Blanquet, foi registada a presença e cobertura de cada espécie, desde a mera presença (‘+’) até à dominância (‘5’). Para maior precisão, foram incluídos índices elevados e reduzidos (i.e. 1+ e 3-). Periodizar a campanha de campo para a época de maior floração foi fundamental para melhor identificar as plantas existentes, por ser a altura do ano em que estas são mais facilmente distinguidas. As espécies foram reconhecidas para cada talhão, por ordem, segundo o desenvolvimento vertical: vegetação arbórea (se aplicável), arbustiva e rasteira. Depois de identificadas todas as plantas no respectivo talhão, foi associado a cada uma o seu índice, apoiados na metodologia de Braun-Blanquet (1979), sistematizando o grau de cobertura. A informação foi

sintetizada para cada talhão para análise posterior. Um dos desafios deste tipo de metodologia é a natureza subjectiva da atribuição de índices fitossociológicos. Para ultrapassar esta limitação, os índices foram atribuídos sempre pelo mesmo observador, garantindo consistência e reduzindo o viés interpessoal³⁸.

Agrupamento fitossociológico e funcional

Após a identificação das espécies em cada talhão, estas foram classificadas segundo classes fitossociológicas reconhecidas para o sul de Portugal, com base em bibliografia de referência (Costa et al., 2012; Gomes & Ferreira, 2005; Pinto-Gomes, 1998) e complementadas com informação do portal Flora-On. Para facilitar a interpretação funcional, as classes foram agrupadas em grandes grupos ecológicos, representando fases da sucessão e relação com a acção antrópica.

- **Rnp - Vegetação Ruderal, Nitrófila e Pioneira:** comunidades ligadas a ambientes perturbados pela acção antrópica.
 - *Artemisietea vulgaris*: vegetação pioneira e ruderal composta por ervas perenes e bienais altas, gramíneas e cardos, que prosperam em solos enriquecidos em azoto pela acção humana ou do gado.
 - *Stellarietea mediae*: plantas anuais efémeras que habitam substratos ricos em azoto, ocupando frequentemente solos perturbados em áreas agrícolas.
 - *Polygono-poetea annuae*: comunidades pioneiras de terófitas perenes, adaptadas a solos compactados pelo pisoteio.
 - *Parietarietea judaicae*: vegetação nitrófila, rupícola.
 - *Pegano-salsolitea*: pequenos arbustos nitrófilos ou halo-nitrófilos em áreas antropizadas ou marginais.
 - *Tuberarietea guttatae*: terófitas xerófilas efémeras, pioneiras, que habitam em solos incipientes, pobres ou sem matéria orgânica humificada.
- **Pph - Pastagens e Pradarias Herbáceas:** formações de herbáceas ligadas ao pastoreio.
 - *Poetea bulbosae*: pastagens perenes submetidas e mantidas por pastagem intensiva de ovelhas em solos secos, raramente afectados por hidromorfismo, com uma ligação estreita com áreas tradicionais de pastagem.

³⁸ O levantamento fitossociológico foi efectuado com a colaboração do Professor Doutor Carlos Pinto Gomes, da Universidade de Évora.

- *Festuco-brometea*: pastagens perenes antropizadas em solos profundos, ricos em nutrientes em sem hidromorfismo.
- *Lygeo-stipetea*: vegetação herbácea densa, constituída por gramíneas perenes colonizadoras de solos ricos sem hidromorfismo. Representam uma fase inicial das florestas xéricas e matagais pertencentes à *Quercetea ilicis*.
- *Stipo giganteae-agrostietea castellanae*: gramíneas e outras herbáceas perenes que habitam solos ácidos.
- **Matagais e Etapas Secundárias de Degradação Florestal**: vegetação arbustiva mediterrânea típica do abandono agrícola/pastoril, constituindo etapas intermédias da sucessão ecológica.
 - *Cisto-lavanduletea*: comunidades secundárias de matagais mediterrâneos com plantas xerófitas como *Cistus* ou *Lavandula*, em solos ácidos degradados ou incipientes. Constituem fases avançadas da degradação florestal em solos pobres.
 - *Trifolio medii-geranietea sanguinei*: vegetação herbácea perene de áreas semi-sombreadas, orlas florestais e mantos pré-florestais.
- **Bosques e Pré-bosques**: comunidades climácicas ou pré-florestais.
 - *Quercetea ilicis* – bosques mediterrânicos esclerófilos (azinheiras, oliveiras, zimbros).
 - *Querco-fagetea sylvaticae*: florestas de caducifólias, principalmente climatófilas e não hidromórficas.
 - *Rhamno crenulatae-oleetea cerasiformis*: microflorestas esclerófilas (por exemplo de *Olea spp.*) ou densas florestas secundárias arbustivas e matagais baixos de fases intermédias da sucessão ecológica.
- **Vegetação Higrófila e Temporariamente Inundada**: comunidades ligadas ao hidromorfismo.
 - *Isoeto-nanojuncetea*: comunidades pioneiras efémeras em solos expostos com hidromorfismo temporário.
 - *Molinio-arrhenatheretea*: pradarias densas de perenes em solos profundos e húmidos, indicando hidromorfismo permanente.
- **Vegetação Rupícola e Cascalhenta**: vegetação de substratos rochosos.

- *Phagnalo-rumicetea indurati*: comunidades perenes que se desenvolvem em fendas largas, paredes e pedras soltas e instáveis.
- *Thlaspietea rotundifolii*: vegetação que habita em encostas, detritos móveis, cascalheiras ou fendas nas rochas.
- **Outras espécies não endémicas introduzidas** – espécies arbóreas ou herbáceas implantadas fora do seu contexto natural, geralmente ligadas a ensaios de reflorestação, neste caso apenas representadas pelo Pinheiro manso (*Pinus pinea*) introduzido no talhão T8.

Preparação dos dados para análise estatística

Para efeitos de análise quantitativa, os valores originais atribuídos segundo a escala de Braun-Blanquet foram simplificados, eliminando-se categorias intermédias e convertendo os resultados numa escala ordinal contínua (*Ordinal Transfer Values*, OTV), variando de 1 a 6, com correspondência directa em intervalos de percentagem de cobertura estimada (van der Maarel, 2007), ilustrados na Tabela 3. Esta transformação permite aumentar a comparabilidade e robustez dos dados, facilitando a aplicação de métodos estatísticos e multivariados que exigem variáveis aproximadamente contínuas. Na análise quantitativa, as classes convertidas em percentagem de cobertura foram utilizadas para calcular todos os índices florísticos a partir de proporções de cobertura por talhão. Adopta-se o princípio de que a soma das coberturas pode exceder 100% num talhão devido à estratificação vertical e sobreposição de copas, pelo que índices baseados em proporções mantêm validade ecológica e permitem comparações fiáveis entre unidades amostrais, mesmo quando ocorrem diferentes níveis de complexidade estrutural.

Tabela 3 - Conversão entre índices de Braun-Blanquet, coberto relativo e OTV, adaptado de Maarel (2007).

Índice	Coberto	OTV
+	0.1%	1
1	5.0%	2
2	17.5%	3
3	37.5%	4
4	62.5%	5
5	87.5%	6

As espécies foram ainda classificadas segundo o sistema de formas de vida de Raunkiaer, complementado com bases de dados nacionais de flora, e agregadas em classes fitossociológicas a partir de bibliografia de referência para Portugal (Costa et al., 2012; Gomes

& Ferreira, 2005; Pinto-Gomes, 1998). Estes procedimentos asseguraram uma base padronizada e comparável para a aplicação das análises estatísticas subsequentes.

Para aprimorar a caracterização estrutural e funcional das comunidades vegetais de cada talhão, procedeu-se ao cálculo da abundância relativa de cobertura por classe fitossociológica, grupo funcional e estrato. Esta métrica permite quantificar a proporção de cobertura total ocupada por cada classe ou grupo, revelando de forma mais explícita a dominância e o perfil funcional das comunidades estudadas. O cálculo foi realizado segundo a seguinte fórmula:

$$CR_g (\%) = \frac{\sum_{i \in g} C_i}{\sum_{j=1}^n C_j} \times 100$$

Em que $\sum_{i \in g} C_i$ corresponde à soma das coberturas percentuais (C) de todas as espécies i pertencentes à classe (g) considerada, e $\sum_{j=1}^n C_j$ representa o somatório das coberturas de todas as espécies registadas no talhão. Ao expressar a presença relativa de cada grupo em termos de cobertura, obtém-se um diagnóstico robusto do peso funcional das distintas tipologias vegetais na composição de cada comunidade, facilitando interpretações voltadas para o impacto de trajectórias pós-abandono sobre a organização ecológica e o potencial de recuperação dos sistemas mediterrâneos.

Estrutura sintaxonómica e trajectórias funcionais

A composição florística foi ainda representada ao nível sintaxonómico, agregando a cobertura específica por classes superiores. Esta abordagem complementa a análise taxonómica tradicional, oferecendo uma leitura da estrutura funcional das comunidades em regeneração³⁹. A estrutura sintaxonómica foi representada em gráficos de barras estratificados por grupo de abandono e por uso anterior, considerando a mediana das proporções de cobertura por talhão dentro de cada grupo. A escolha da mediana como medida-resumo assegura robustez face a *outliers* e traduz o comportamento típico da composição comunitária em cada trajectória de uso. Este conjunto de análises permitiu integrar de forma coerente a diversidade, a composição e a trajectória ecológica das comunidades vegetais após o abandono agrícola, revelando não apenas os legados do uso

³⁹ Estrutura sintaxonómica distingue-se da estrutura taxonómica ao focar-se na composição, padrão e classificação das comunidades vegetais como um todo, considerando as relações entre grupos de espécies e não entre indivíduos.

anterior, mas também os processos dinâmicos de reorganização funcional nos agro-ecossistemas mediterrâneos.

III.3.2. Composição estrutural da vegetação através de modelos de altura de coberto

No desenho experimental deste trabalho, a par da análise do solo foi feito um levantamento do estado e evolução da vegetação de forma diferenciada nas diferentes escalas. Na escala dos talhões experimentais do CEEVF foi feito um levantamento fotográfico ao nível do solo nos últimos anos de rotação, bem como um acompanhamento da evolução da vegetação após a cessação da actividade agrícola, com os seguintes registos: Outubro de 2006 (ainda em rotação, que cessou em 2008), Setembro de 2014, Outubro de 2015 (interrupção da recuperação da vegetação nos talhões T10 e T11 com testes de germinação de aromáticas), Fevereiro, Abril e Maio de 2022, Novembro de 2023, Janeiro, Março, Maio e Outubro de 2024. Em 2014 iniciou-se a recolha de imagens aéreas através de *UAV (Unmanned Aerial Vehicle)* para registar de forma sistemática a evolução da vegetação. A partir de 2018 os voos tornaram-se mais frequentes e desde Maio de 2023 efectuou-se pelo menos um voo por estação do ano.

Procedimento de Voo

Herdade de Vale Formoso

Apesar da grande amplitude temporal de voos efectuados na Herdade de Vale Formoso e nos talhões do Centro Experimental de Erosão, apenas constaram do plano de trabalhos deste estudo os voos efectuados a partir de Outubro de 2021. Os voos anteriores foram levados a cabo ou por uma equipa externa (*TerraDrone* no caso do voo de 2014) ou por outros membros da equipa de investigação no caso dos voos exclusivos aos talhões entre Maio de 2018 e Maio de 2022 (excepto os de Abril e Outubro de 2022).

Os voos que abrangeram a totalidade da Herdade de Vale Formoso foram programados em *DroneDeploy* a uma altitude de 80m, com a câmara em nadir (Figura 40) e ambos os voos foram apoiados com 20 pontos de controlo (GCP) obtidos através de uma receptor GNSS-RTK e com ligação à ReNEP – Rede Nacional de Estações Permanentes (Figura 41), com uma estrutura de fiadas de imagens com uma sobreposição longitudinal de 80% e transversal de 60%. Devido à dificuldade em encontrar uma rede satisfatória de pontos de controlo fixos que pudessem ser utilizados sistematicamente para diferentes voos, cada um dos voos à herdade de Vale Formoso teve de ser apoiado por uma rede única de pontos de controlo móveis, ao contrário do que foi possível nos talhões experimentais.

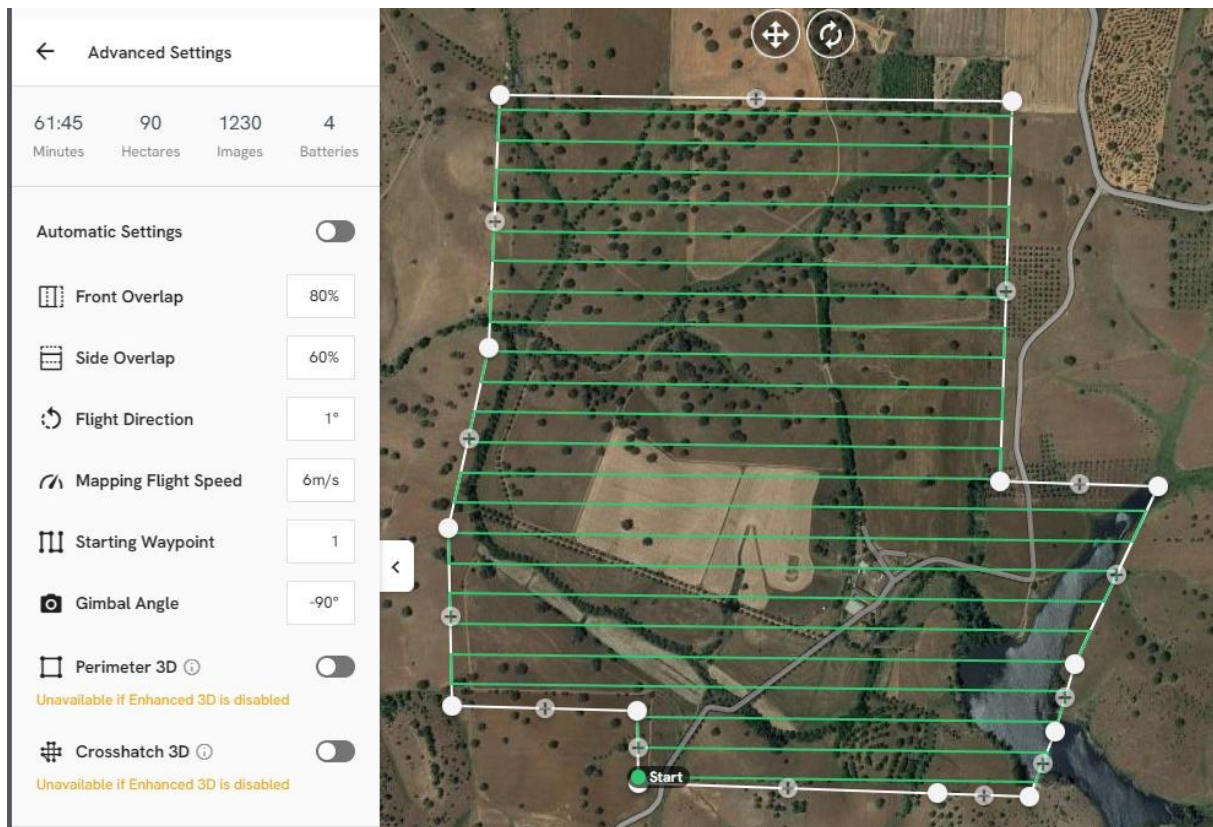


Figura 40 - Plano de Voo para os voos à Herdade de Vale Formoso em outubro de 2021 e setembro de 2023.

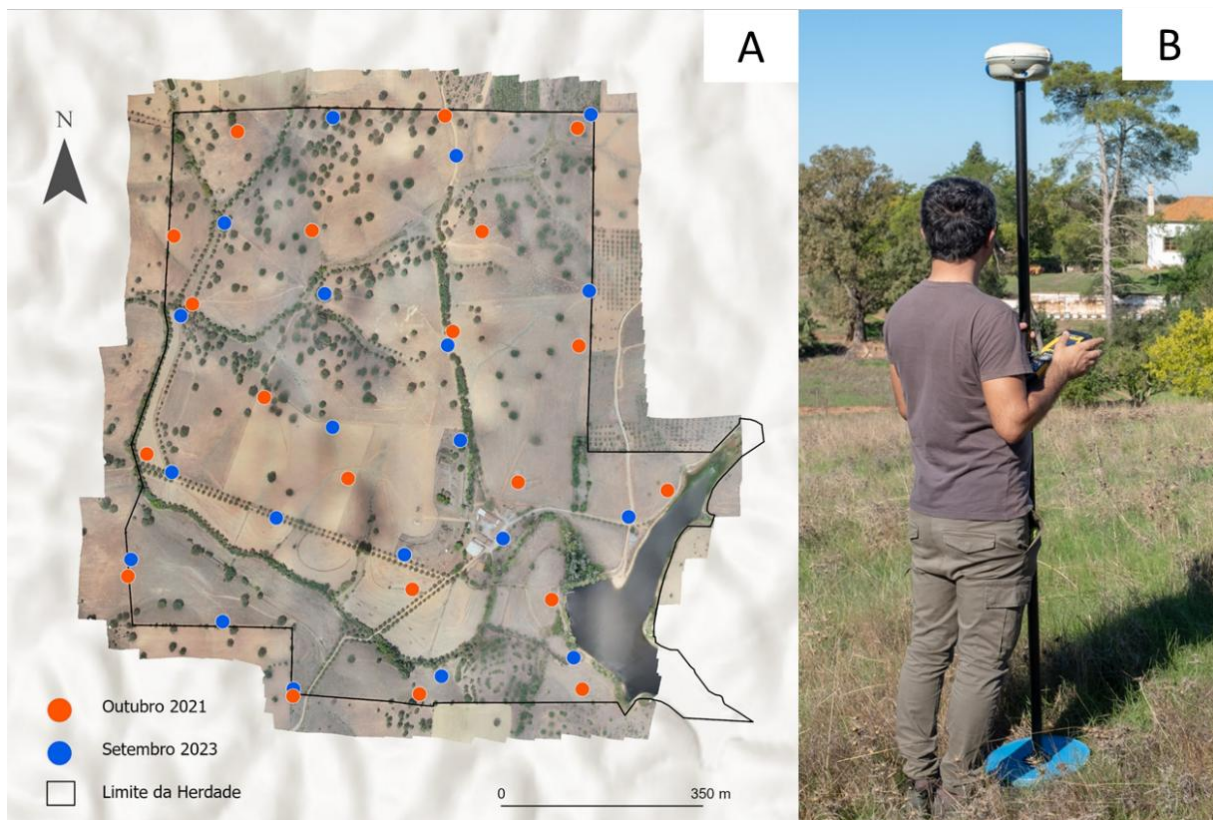


Figura 41 - Pontos de Controle para os voos na Herdade de Vale Formoso em Outubro de 2021 e Setembro de 2023 (A) e sistema de pontos de controlo móveis recolhidos através de receptor GNSS-RTK (B).

Talhões do Centro Experimental de Erosão (CEEVF)

Para os talhões experimentais do CEEVF, os planos de voo inseridos neste plano de trabalhos foram na sua maioria semelhantes aos voos que já tinham vindo a ser levados a cabo pela equipa de investigação, utilizando o mesmo equipamento e altitude nos voos sazonais. Foram também efectuados alguns testes a altitudes e inclinações de câmara mais reduzidas (até 10m e 65°, respectivamente) e em malha cruzada, para tentar melhorar a qualidade da informação tridimensional da biomassa acima do solo. Para esse efeito, os voos foram efectuados em diferentes alturas do ano, de forma a abranger as diferentes fases de crescimento e senescência da vegetação. A planificação dos voos sazonais foi feita em *DroneDeploy* com uma altitude de 20m a partir de meio da vertente dos talhões do CEEVF (Figura 42), câmara em nadir, malha simples, e uma sobreposição frontal de 80% e lateral de 75%. A direcção do voo foi variável em função do vento no dia e hora do voo. Para evitar a presença de sombras muito alongadas, procurou-se voar o mais perto possível do meio-dia solar ou em condições de céu encoberto.

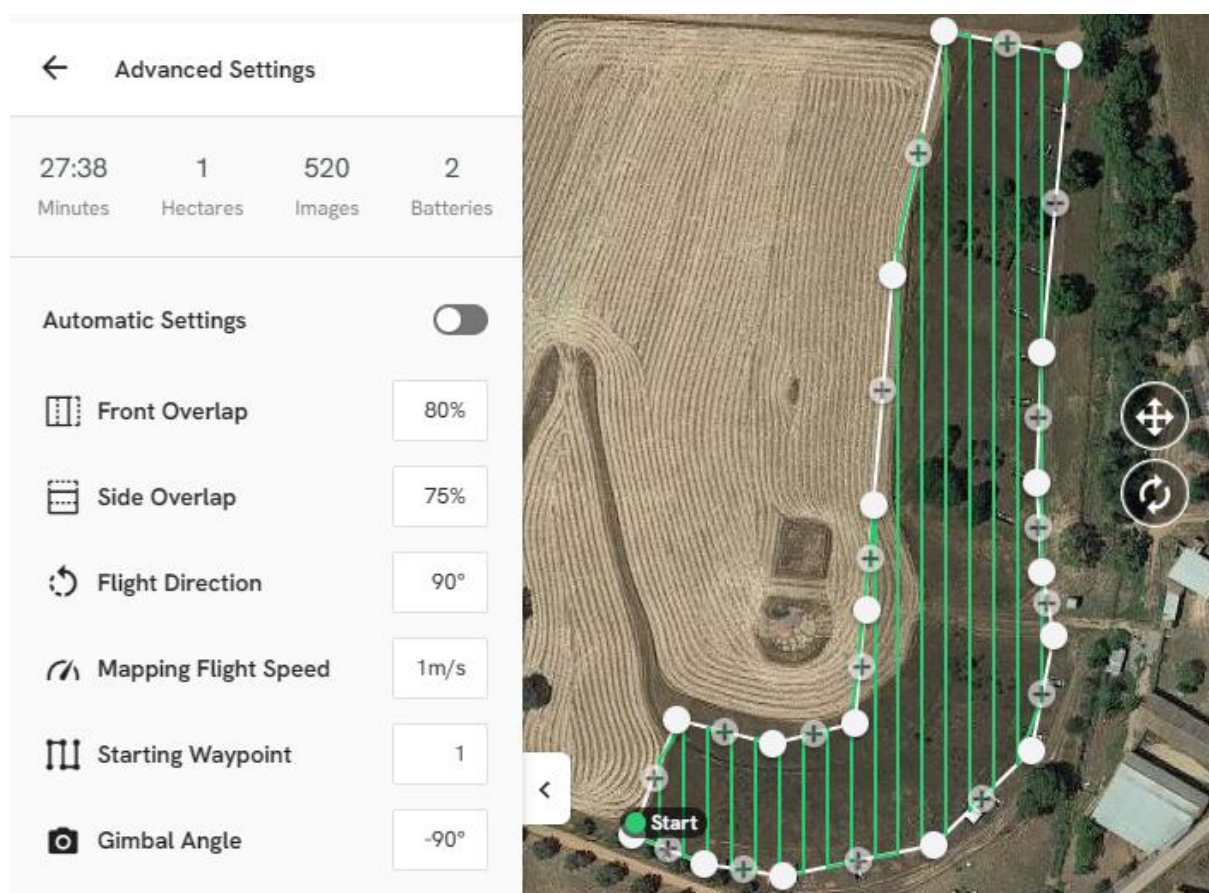


Figura 42 - Plano de Voo para o levantamento sazonal nos talhões experimentais do CEEVF

Durante a campanha de Setembro de 2023, foi feito um levantamento GPS para pontos de controlo fixos nos talhões. Utilizando o mesmo sistema GNSS-RTK, foram registados pontos em cantos alternados de cada talhão, excepto em situações em que o canto do talhão se encontrava coberto por vegetação (como no caso de T8 onde foi recolhido um ponto adicional na caleira do tanque de erosão). Cada um dos pontos de controlo foi assinalado e posteriormente criou-se um sistema de marcações fixas nos talhões, perfurando cerca de 2 cm em cada ponto, que passou a ser utilizado para fixar marcas (*markers*) reconhecíveis em software *Agisoft Metashape* nos voos de menor altitude (Figura 43-A). As marcas foram desenhadas em software CAD 3D *Fusion360* e impressas em 3D utilizando filamento PLA branco onde foram colados marcadores em vinil com 15cm de diâmetro (Figura 43-B).

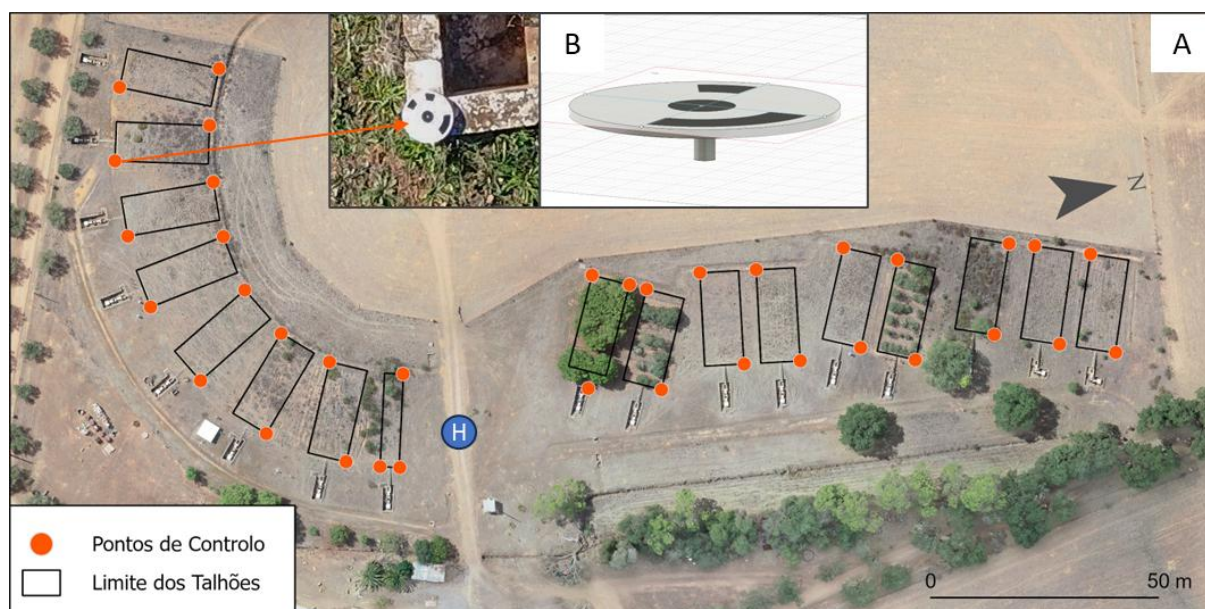


Figura 43 - Localização dos pontos de controlo nos Talhões do CEEVF (A), respectivas marcas de campo (B) e local de partida do voo (H).

Os voos nos talhões experimentais do Centro Experimental de Erosão foram efectuados com uma periodicidade que permitisse analisar o estado de crescimento da vegetação em diferentes fases do ano, bem como distinguir classes de vegetação (anuais e perenes) e, em alguns casos, identificar os limites de algumas espécies, sendo a informação posteriormente validada no campo. Os períodos prioritários de voo foram: 1) final do Verão/antes das primeiras chuvas de Outono (momento de menor coberto vegetal e actividade clorofilina); 2) Inverno (Janeiro/Fevereiro), época em que as plantas anuais estão na sua máxima actividade clorofilina e desenvolvimento; 3) Primavera (Abril/Maio), altura em que algumas plantas perenes estão na sua máxima actividade e algumas plantas anuais começam a perder disponibilidade hídrica e conseguinte actividade clorofilina.

Para monitorizar os 13 barrancos identificados na Serra de Serpa e Mértola, foi efectuado um voo *drone* em Outubro de 2022. O voo foi planeado em *DroneDeploy* e efectuado a 60m de altitude, com câmara em nadir (90°), malha simples, sobreposição frontal de 80% e lateral de 75% e sem apoio GPS.

Processamento digital de imagem UAV

O processamento digital de imagem em *Agisoft Metashape*, segue um procedimento para transformar imagens aéreas captadas por *drones* em modelos 3D precisos, mapas e outras representações úteis para análise: a fotogrametria. Este processo inicia-se com a importação das imagens capturadas para alinhamento. Esta etapa envolve a detecção de pontos de referência comuns em múltiplas imagens, permitindo que o software estabeleça as relações espaciais entre elas. O resultado é uma nuvem de pontos esparsa, que serve como esqueleto para o modelo 3D. Nesta fase, a precisão do modelo é corrigida e melhorada com pontos de controlo terrestres (*Ground Control Points*, ou GCPs), que são as coordenadas geográficas obtidas no campo com equipamento GNSS-RTK. Após o alinhamento, segue-se a criação de uma nuvem de pontos densa. Aqui, o software interpola entre os pontos da nuvem esparsa, gerando milhões de pontos adicionais, o que resulta em uma representação detalhada da área mapeada.

O passo seguinte é a construção de um modelo de superfície digital (*Digital Surface Model*, ou DSM) e/ou um modelo de terreno digital (*Digital Terrain Model*, ou DTM). Enquanto o DSM representa a superfície da terra, incluindo objectos como árvores e construções, o DTM representa apenas o terreno "nu", sendo útil para análise de biomassa/vegetação, erosão e outros factores topográficos. Finalmente, o software procede à texturização do modelo e criação do Ortofotomapa. Os produtos finais são: nuvem de pontos classificada (LAS), Modelo Digital de Elevação (DEM) e Modelo Digital de Terreno (DTM). No entanto, ao longo do processamento dos vários voos, percebeu-se que a precisão da classificação da nuvem de pontos para criação do DTM tinha várias falhas ao nível da vegetação rasteira, impedindo uma análise de qualidade aos volumes de biomassa acima do solo para vegetação não-arbórea. Por esse motivo, aplicou-se outro método para a criação do DTM. A Tabela 4 sintetiza as características dos voos realizados.

Tabela 4 - Número de campanhas de voo nos talhões do CEEVF, resolução de origem (GSD), número de pontos de controle (GCP), erro quadrático médio (RMSE) e resolução original do modelo digital de elevação (DEM).

Campanhas	GSD (cm)	GCP	Erro médio (RMSE, cm)					DEM (cm)
			X	Y	Z	XY	Total	
n = 25	0.83	n = 36	1.36	1.55	0.73	2.07	2.23	1.75

Método para a criação do Modelo Digital de Terreno nos Talhões do CEEVF

Ao longo do processamento dos voos aos talhões experimentais, foram sendo desenvolvidas diferentes tentativas de extrair com qualidade e resolução os volumes de biomassa acima do solo. Para isso, primeiro utilizou-se a classificação automática da nuvem de pontos, distinguindo entre as classes existentes: solo (*ground*), vegetação (*high vegetation*) e construído (*building*). No entanto, nesta abordagem, a classificação automática assume as áreas com vegetação rasteira como sendo solo, o que não se adequa com a resolução espacial e temática que o estudo dos talhões exige. Numa primeira fase procurou-se editar manualmente a nuvem de pontos, desenhando um polígono que agrupasse um conjunto de pontos para os classificar em conjunto. Ainda assim, este método também não produziu resultados satisfatórios ao estar a criar uma superfície interpolada de várias manchas de pontos irregularmente distribuídas pelas áreas do voo.

A natureza irregular da distribuição dos pontos de solo a descoberto nos talhões levou à utilização de um método que pudesse gerir essa irregularidade de forma adequada. Por isso, testou-se a vectorização manual de pontos de solo a descoberto, que se testou serem agrupados de três formas: 1) na totalidade da parcela dos talhões do CEEVF; 2) a cada grupo de talhões; 3) em cada talhão, individualmente. A cada ponto foi atribuído o valor de elevação registado no DEM do voo de Setembro de 2023 e a partir dessa informação foi criada uma *Triangulated Irregular Network* (TIN), modelo criado para responder à necessidade de calcular superfícies com base num conjunto de pontos distribuídos de forma irregular (Figura 44-A). A TIN revelou-se uma abordagem eficaz para a modelação da superfície dos talhões, não ficando sujeita a artefactos de vegetação como no DTM com base na classificação automática da nuvem de pontos, nem irregularidades de terreno que não se verificavam no campo quando criando uma interpolação dos pontos através de *Empirical Bayesian Kriging* (EBK) e *Inverse Distance Weighting* (IDW)) (Figura 44-B).

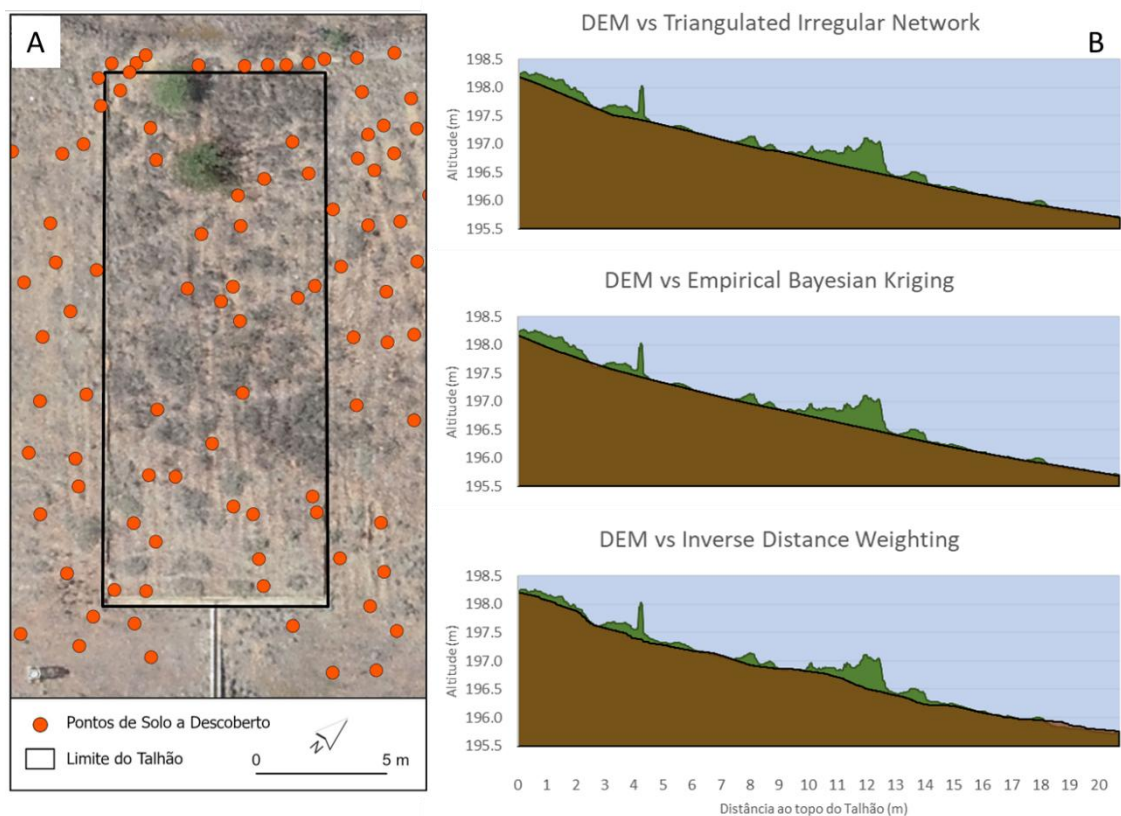


Figura 44 - Localização dos pontos de solo a descoberto num teste no talhão 6 (A), e a comparação de resultados dp DTM gerado a partir de TIN, EBK e IDW com a referência do DEM de setembro de 2023 (B).

Verifica-se uma maior tendência para desenvolvimento de vegetação de maior porte no sector superior, o que obrigou o modelo a depender de pontos mais distantes de solo a descoberto fora dos talhões. Por esse motivo, houve necessidade de criar uma forma de atribuir valores mais precisos de altitude através de pontos correspondentes ao canto de cada talhão. Assim, e porque os cantos das talhões foram georreferenciados com GNSS-RTK em Setembro de 2023 e os pontos recolhidos nas estruturas de cimento situadas exactamente nos quatro cantos de cada talhão, foi criado um ponto de *ground truth* em cada canto. A cada um desses pontos foi atribuído um valor de altitude calculado através da diferença entre a altitude da face superior da estrutura de cimento (registada através do GPS no ponto de controlo ou por identificação do valor do DEM processado) e a distância entre esse ponto e o solo no canto interior do talhão, medido com uma régua no campo. Assim, a TIN passa a ter como referências superior e inferior valores precisos medidos com GPS e/ou corrigidos no campo. Seria possível criar uma TIN exclusivamente com base nestes valores, criando uma superfície plana inclinada sobre a pendente média da vertente, a partir da qual se calculariam volumes acima do solo, mas optou-se ainda assim utilizar os pontos digitalizados por cima de

superfícies de solo a descoberto para melhorar a precisão do modelo e obter medidas mais precisas desses volumes.

Modelos de altura de coberto

Para analisar a evolução da estrutura da vegetação ao longo do tempo, foram calculados modelos de altura de coberto (*Canopy Height Models*, CHM) para cada um dos talhões em cada uma das campanhas de voo. Para isso, os modelos digitais foram reamostrados para 5 cm de resolução espacial, ligeiramente mais do dobro do erro quadrático médio total, de forma a garantir a comparabilidade entre campanhas e reduzir o efeito de erros de amostragem na análise multitemporal. Os CHM foram calculados através da diferença entre o DEM e o DTM e, nas situações pontuais em que alguns grupos de pixels devolviam valores negativos, estes foram assumidos como pequenos erros de precisão altimétrica corrigidos para zero. Para cada um dos modelos foram calculadas estatísticas que permitissem caracterizar cada talhão: a média e mediana como medidas de tendência central para caracterizar globalmente o desenvolvimento vertical da cada talhão; o desvio padrão como medida de dispersão para avaliar a heterogeneidade interna; o percentil 95 para obter os valores mais elevados de cada talhão sem contabilizar valores extremos que podem ser erros de precisão altimétrica e comparar dinâmicas de comportamento entre estratos nos diferentes talhões; a percentagem de CHM = 0 como medida de solo a descoberto ou com coberto vegetal de altura inferior ao limiar de detecção deste método.

III.4. Análises estatísticas

As análises estatísticas aplicadas aos diferentes conjuntos de dados tiveram o objectivo de identificar diferenças significativas nos resultados em função dos usos do solo, classes de abandono e trajectórias de recuperação, bem como de avaliar relações internas entre variáveis edáficas, estruturais e florísticas. Esta abordagem permitiu integrar num mesmo quadro analítico a variabilidade espacial e funcional observada nos diferentes conjuntos de dados, assegurando a comparabilidade entre escalas e contextos experimentais. As análises foram efectuadas em *software* JASP (JASP Team, 2025) e em ambiente *R* (R Core Team, 2021) através das bibliotecas *broom*, *data.table*, *dplyr*, *indicspecies*, *segmented*, *soiltexture*, *vegan*, *tidyverse*, *TR8*, *ggplot2* (Barrett et al., 2025, 2025; Bocci, 2015; Cáceres & Legendre, 2009; Firke, 2024; Moeys, 2024; Muggeo, 2008; Oksanen et al., 2025; Wickham, 2016; Wickham et al., 2019).

III.4.1. Testes de significância e correlação

Antes da selecção dos testes, foi avaliada a distribuição dos dados através do teste de *Shapiro–Wilk* e a homogeneidade de variâncias pelo teste de *Levene*, de modo a verificar a adequação aos pressupostos paramétricos. Na maioria das variáveis (teor de carbono orgânico, densidade aparente e granulometria), as distribuições revelaram-se assimétricas e influenciadas por valores extremos, o que é expectável em solos delgados e heterogéneos sob forte influência de legados de uso e com volumes amostrais relativamente reduzidos. Por este motivo, as comparações entre grupos discretos como classes de uso do solo, trajectórias de abandono ou posições na vertente foram realizadas maioritariamente através do teste não paramétrico de *Kruskal–Wallis*, complementado pelo teste de *Dunn* com correcção de *Bonferroni* sempre que foram detectadas diferenças significativas. Em casos específicos em que a distribuição dos dados se aproximou da normalidade, aplicou-se ANOVA de uma via com teste *post-hoc* de *Tukey*, permitindo validar os resultados por testes paramétricos.

As relações bivariadas entre características do solo e entre estas e variáveis ambientais, estruturais e florísticas foram avaliadas através de coeficientes de correlação. Nos casos em que se procurou interpretar relações funcionais, recorreu-se a regressões lineares, exponenciais ou de potência, dependendo dos mecanismos em acção e as tendências identificadas na literatura, reportando-se o coeficiente de determinação (R^2) como medida da força da relação. A análise estatística foi conduzida a todas as escalas (região, paisagem,

propriedade, talhão), considerando-se significativas as diferenças com $p < 0.05$. A representação gráfica dos resultados incluiu diagramas de caixa, diagramas ternários, matrizes de correlação e dispersões com regressão ajustada, de modo a integrar a componente descritiva com a análise comparativa e relacional.

III.4.2. Identificação de limiares funcionais

Com o objectivo de identificar mudanças de comportamento nas relações entre variáveis ambientais e propriedades do solo, procedeu-se à aplicação de regressões lineares segmentadas de forma a detectar eventuais limiares funcionais (Fong, 2019; Ingrisch et al., 2023; Wang et al., 2025). Estes limiares traduzem-se em pontos de inflexão ao longo de gradientes ambientais, após os quais a resposta do solo se altera significativamente, podendo reflectir transições de estado, patamares de saturação ou rupturas estruturais. A análise foi aplicada às principais relações identificadas entre variáveis de entrada, como por exemplo o total de perda de solo acumulada antes do abandono, e variáveis de resposta do solo, como o teor de carbono, restringindo-se aos talhões e trajectórias de abandono com número de observações suficiente. A análise foi realizada com base na amostra considerada válida para ajuste, definida por critérios de tipologia de gestão, e excluindo pontos considerados atípicos ou não representativos da relação em questão (Figura 45).

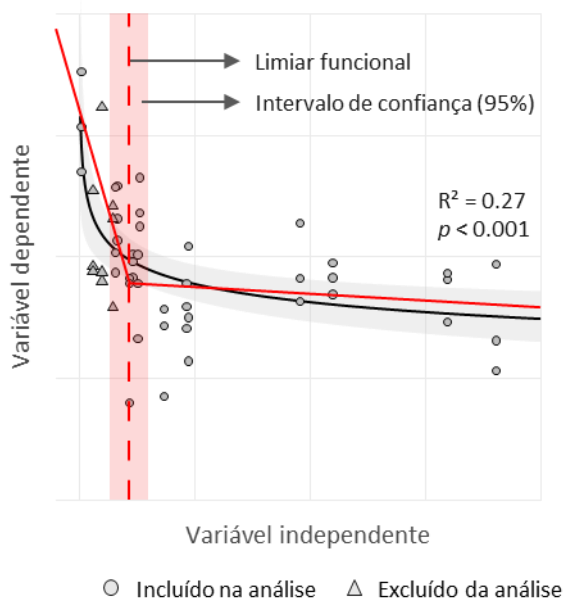


Figura 45 - Exemplo da aplicação de uma regressão linear segmentada e intervalo de confiança a uma nuvem de pontos que apresenta um comportamento geral associado a uma curva potência.

Para cada relação testada, foi ajustado um modelo de regressão linear ou não-linear simples e, sobre este, um modelo linear segmentado identificando o ponto de ruptura e o intervalo de confiança de 95% com base no pacote *Segmented* em ambiente *R* (Fasola et al., 2018; Muggeo, 2003, 2008, 2016, 2017; Muggeo et al., 2014). Os resultados são apresentados graficamente sob a forma de dispersões com a linha de regressão global e respectivo intervalo de confiança, o modelo segmentado, a linha de quebra, bem como a faixa correspondente ao intervalo de confiança do limiar estimado (Figura 45). Os coeficientes de determinação (R^2) e valores de p associados ao modelo global são incluídos nas legendas informativas de cada gráfico. Este procedimento permitiu testar de forma objectiva a existência de pontos de viragem nas trajectórias de recuperação, fornecendo uma base empírica para interpretar possíveis fases críticas do processo de regeneração nos talhões. A análise de limiares funcionais complementa assim as correlações e regressões simples, acrescentando uma dimensão dinâmica às relações observadas entre padrões de degradação, trajectórias de sucessão ecológica e processos de superfície.

III.4.3. Diversidade alfa e estrutura interna das comunidades

A diversidade alfa refere-se à diversidade de espécies existente dentro de uma única comunidade ou habitat, traduzindo tanto o número de espécies presentes (riqueza específica) como o equilíbrio na abundância relativa entre elas, e representa a estrutura interna da comunidade analisada a uma determinada escala local. Com o objectivo de caracterizar os padrões de diversidade e composição florística nos sistemas agrícolas após o abandono, foi conduzido um conjunto integrado de análises fitossociológicas sobre os dados de cobertura das espécies vegetais observadas em cada talhão. A abordagem metodológica adoptada inscreve-se na tradição da ecologia funcional e da biogeografia da regeneração, procurando compreender os processos de sucessão ecológica à escala da comunidade.

A análise baseou-se numa matriz de presença e abundância relativa por talhão, construída a partir das estimativas visuais de cobertura específica. Em cada talhão, os registos de presença foram agregados por espécie, utilizando-se o valor máximo observado para cada entrada como forma de evitar duplicações e assegurar uma medida conservadora da dominância relativa. Foram consideradas três variantes da análise: 1) apenas talhões verdadeiramente abandonados, excluindo os três talhões reflorestados com pinheiro ou azinheira; 2) apenas talhões não sujeitos a reflorestação; e 3) totalidade dos talhões com levantamento florístico completo. Em todas as variantes, a selecção foi realizada manualmente, com base no conhecimento de campo e na consistência dos registos.

A diversidade interna de cada comunidade amostrada (alfa) foi caracterizada com base em quatro métricas complementares:

- **Riqueza específica (S):** número total de espécies identificadas num talhão, reflectindo a amplitude taxonómica da comunidade.
- **Diversidade de Shannon (H')**: considera a presença das espécies e a sua abundância relativa, valorizando comunidades em que a cobertura está distribuída de forma mais equilibrada:

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)$$

, em que p_i representa a abundância da espécie i em relação ao somatório do coberto de todas as espécies no talhão.

- **Índice de Diversidade de Simpson (1-D):** coloca um peso maior sobre as espécies dominantes.

$$D = - \sum_{i=1}^S p_i^2$$

- **Índice de Uniformidade de Pielou (J'):** expressa a proporção da diversidade observada face ao valor máximo possível para o número de espécies registadas, funcionando como um indicador da regularidade da distribuição da cobertura entre espécies.

$$J' = \frac{H'}{\ln(S)}$$

A utilização conjunta destas métricas permite distinguir entre comunidades dominadas por poucas espécies oportunistas e comunidades mais equilibradas, com diversidade funcional e estrutural mais elevada.

Padrões de afinidade entre espécies

Complementarmente à análise da diversidade interna, foram também exploradas as relações entre espécies com base na matriz de cobertura específica por talhão, com o objectivo de identificar padrões de afinidade florística e responder à questão de quais as espécies que tendem a co-ocorrer, partilhar respostas ecológicas ou ocupar nichos semelhantes. Para esse efeito, foram construídos dendrogramas com base em duas métricas de dissimilaridade: a distância de Bray–Curtis, que considera os valores de abundância relativa das espécies em cada talhão, e o coeficiente de Spearman, que avalia a correlação entre os perfis de cobertura, independentemente da magnitude. A abordagem de Bray–Curtis agrupa espécies que tendem a ter coberturas semelhantes nos mesmos talhões, evidenciando convergência funcional ou dominância partilhada; enquanto o coeficiente de Spearman identifica espécies cuja variação relativa segue tendências paralelas, mesmo que os valores absolutos sejam diferentes. A escolha destas métricas permite capturar dimensões distintas da afinidade florística: uma orientada para a dominância partilhada, distinguindo entre espécies com estratégias ecológicas semelhantes; e outra para a resposta conjunta aos factores ambientais. A combinação destas métricas permite captar diferentes dimensões da afinidade florística e oferece uma base sólida para interpretar os agrupamentos posteriores ao nível dos talhões.

III.4.4. Diversidade beta e ordenação florística

A diversidade beta constitui um dos pilares da ecologia de comunidades, expressando a variação na composição florística entre diferentes unidades amostrais ou talhões ao longo de um gradiente espacial, temporal ou ecológico. Ao analisar padrões de diversidade beta, é possível compreender não apenas como as comunidades diferem entre si, mas também identificar que processos e gradientes ambientais moldam essas diferenças, permitindo desenhar hipóteses sobre dinâmicas de sucessão, legados de uso do solo e processos de regeneração. Nesta secção, recorre-se às ferramentas estatísticas e gráficas disponíveis na linguagem R para explorar sistematicamente esta complexidade, nomeadamente os pacotes *Vegan* (Oksanen et al., 2025) e *Indicspecies* (Cáceres & Legendre, 2009). As metodologias implementadas, que incluem ordenação não métrica por escalonamento multidimensional (NMDS), avaliação estatística multivariada (PERMANOVA), análise da homogeneidade das dispersões (betadisper) e identificação de espécies indicadoras (IndVal), permitem descrever e interpretar os principais gradientes florísticos presentes, bem como aferir o papel ecológico das variáveis ambientais e dos legados de gestão agro-ecológica. Esta abordagem integrada oferece uma base para aferir o grau de diferenciação interna (beta-diversidade) dos sistemas estudados, proporcionando assim informação relevante para a compreensão dos vectores de biodiversidade e para o desenho de estratégias sustentáveis de gestão de paisagem no contexto mediterrâneo

Avaliação estatística das diferenças florísticas entre talhões

Para analisar as diferenças florísticas entre talhões e identificar gradientes de composição, foi utilizada uma ordenação não métrica por escalonamento multidimensional (NMDS), baseada na distância de Bray–Curtis. Esta técnica permite simplificar a complexidade da matriz florística, onde cada linha representa um talhão e cada coluna uma espécie, com os respectivos valores de cobertura, transformando-a numa representação visual bidimensional. Talhões com composições florísticas mais semelhantes ficam mais próximos no gráfico, enquanto talhões com espécies muito diferentes se posicionam mais distantes. A interpretação não depende de eixos fixos, como em métodos lineares, mas da manutenção relativa das distâncias entre pontos.

A ordenação foi obtida através do algoritmo *metaMDS* utilizando a distância de Bray-Curtis com duas dimensões ($k = 2$), sem transformação automática dos dados e com múltiplas

tentativas de início aleatório (*trymax*) para assegurar a estabilidade da solução. O valor de *stress* resultante foi registado e utilizado como indicador da qualidade do ajuste, considerando-se aceitáveis valores inferiores a 0.2. Quando indicado, ajustaram-se vectores ambientais (tempos desde abandono, último coberto, total de sedimento perdido no talhão) aos eixos com *envfit*, exclusivamente para interpretação dos padrões e sem interferir no cálculo da ordenação.

A distância de Bray–Curtis, utilizada como medida de dissimilaridade entre talhões, é particularmente adequada neste contexto: dá maior peso às espécies abundantes, ignora co-ocorrências (espécies ausentes em ambos os talhões) e lida bem com dados em que há muitos zeros, como é comum em levantamentos florísticos de campo onde um conjunto de espécies surge num grupo restrito de talhões, mas não ocorre em nenhum outro. Assim, dois talhões que partilham muitas espécies dominantes terão uma distância menor entre si, enquanto talhões com espécies distintas ou dominados por espécies diferentes apresentarão maior dissimilaridade.

A solução de ordenação obtida foi interpretada à luz de variáveis explicativas associadas ao historial de uso e gestão de cada talhão, nomeadamente: o número de anos desde o abandono, a duração da gestão agrícola anterior, a presença ou ausência de acções de reflorestação e a classe de uso do solo imediatamente anterior ao abandono. Estas variáveis foram sobrepostas graficamente à ordenação, sob a forma de vectores ou grupos, permitindo interpretar os padrões florísticos enquanto expressão das trajectórias ecológicas e dos legados de uso do solo.

A robustez estatística das diferenças observadas na composição florística foi avaliada com recurso à análise de variância multivariada permutacional (PERMANOVA), aplicada sobre a matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis. Para testar a significância foram utilizadas 999 permutações para proporcionar um balanço adequado entre precisão das estimativas de significância e capacidade de processamento, permitindo um valor mínimo de $p = 0.001$. O modelo global foi construído em função da dimensão da amostra e inclui os seguintes preditores: anos desde o abandono, perda total de sedimentos entre 1961 e 2008 (g m^{-2}), último coberto antes do abandono (qualitativo), reflorestação (binário), média de coeficiente de escorrência entre 1961 e 2008, declive médio do talhão ($^{\circ}$), orientação relativa a norte

(entre -1, sul, 0, a este ou oeste, e 1, norte), e alguns marcadores de solo contemporâneos como a densidade aparente (g cm^{-3}) ou o teor de areia (%).

Esta técnica permite testar a influência de variáveis categóricas ou contínuas sobre a matriz de dissimilaridade, sem pressupor a normalidade multivariada dos dados⁴⁰, uma condição raramente verificada em dados ecológicos com grande número de zeros. A PERMANOVA foi aplicada com permutações estratificadas⁴¹, assegurando que as comparações entre grupos reflectem variação real e não artefactos da estrutura dos dados. Para além disso, avaliou-se também a homogeneidade das variâncias dentro de cada grupo (dispersão beta), uma vez que diferenças na variabilidade interna entre grupos podem enviesar os resultados da PERMANOVA. A análise de dispersão foi realizada com base em múltiplas métricas de dissimilaridade, permitindo isolar efeitos relacionados com a heterogeneidade da composição e aferir a coesão florística dos grupos definidos.

Para controlar a sensibilidade da análise PERMANOVA em relação a diferenças de dispersão intra-grupo, foi testada a homogeneidade das dispersões utilizando a função *betadisper*, aplicada à matriz de dissimilaridade de Bray–Curtis. Esse procedimento quantifica a distância média de cada talhão ao centróide do respectivo grupo, permitindo verificar se a variabilidade interna é comparável entre grupos. Em factores com mais de dois níveis, diferenças significativas na dispersão foram exploradas com o teste de Tukey, identificando quais pares de grupos contribuíam para diferenças de heterogeneidade. Esta abordagem permitiu separar efeitos relacionados com posição dos centroides (mudanças direccionais na composição florística) de efeitos ligados à heterogeneidade interna (variações na beta-diversidade dentro dos grupos).

Espécies indicadoras: diagnóstico das trajetórias ecológicas

Com o objectivo de identificar espécies com valor diagnóstico para determinadas trajetórias de uso ou fases da sucessão ecológica, foram aplicadas análises de valor indicativo

⁴⁰ A normalidade multivariada é um conceito estatístico que se refere à situação em que todas as variáveis analisadas individualmente são normalmente distribuídas e linearmente relacionadas.

⁴¹ Permutação estratificada consiste em restringir as permutações (ou seja, as diferentes formas de reorganizar os dados entre grupos) apenas aos estratos ou blocos definidos por factores experimentais (neste caso, os talhões), em vez de permutar aleatoriamente toda a amostra. Isso assegura que a variação testada reflecte diferenças reais entre grupos, evitando efeitos artificiais ligados à estrutura ou dependência dos dados.

(IndVal). Este método combina a fidelidade (frequência relativa de ocorrência de uma espécie dentro de um grupo) com a especificidade (proporção da abundância total concentrada nesse grupo), produzindo um índice cuja significância estatística é avaliada por permutação⁴². Foram considerados vários critérios de agrupamento, nomeadamente os anos desde o abandono, o uso anterior do solo e a presença de reflorestação, permitindo detectar espécies particularmente associadas a certas trajectórias de transição ecológica. A significância das associações foi determinada por meio de 999 permutações, número que garante precisão estatística e permite um valor mínimo de $p = 0,001$. Para o controlo do erro tipo I devido a múltiplas comparações, aplicou-se a correcção pelo procedimento de *False Discovery Rate* (FDR) de Benjamini–Hochberg. Os resultados foram interpretados considerando as limitações inerentes ao tamanho da amostra e à estrutura dos grupos definidos.

Agrupamentos hierárquicos e estrutura global da composição

Para explorar padrões de co-ocorrência entre talhões e avaliar a consistência dos agrupamentos florísticos, foi realizada uma análise de agrupamento hierárquico (*clustering*), utilizando três métricas de dissimilaridade complementares:

- Bray–Curtis: mede a dissimilaridade entre pares de amostras considerando as abundâncias relativas das espécies. Valores variam de 0 (amostras idênticas em composição e abundância) a 1 (sem espécies em comum); é especialmente sensível a diferenças nas abundâncias, sendo muito utilizada para identificar alterações na composição funcional das comunidades. Por exemplo, este método agrupa dois talhões se partilharem a mesma espécie com a mesma abundância, ou duas espécies se estiverem presentes no mesmo talhão com a mesma abundância.

$$BC_{jk} = 1 - \frac{2 \sum_{i=1}^p \min(N_{ij}, N_{ik})}{\sum_{i=1}^p (N_{ij} + N_{ik})}$$

, em que

- N_{ij} = abundância (percentagem de coberto ou valor ordinal) da espécie i no talhão j .

⁴² O valor observado é comparado a valores gerados por reorganizações aleatórias dos dados entre os grupos, e considera-se significativo quando o valor real é improvável de ocorrer ao acaso.

- N_{ik} = abundância da espécie i no talhão k .
- p = número de espécies considerado na matriz de presença/abundância.
- Jaccard: foca-se exclusivamente na presença ou ausência das espécies, sem considerar a abundância. O índice calcula a proporção de espécies em comum em relação ao total de espécies presentes em pelo menos uma das amostras. Indicado para destacar a identidade taxonômica mínima comum entre diferentes amostras. Por exemplo, este método agrupa dois talhões se partilharem a mesma espécie.

$$d_j(A, B) = 1 - \frac{|A \cap B|}{|A \cup B|} = \frac{|A \cup B| - |A \cap B|}{|A \cup B|}$$

, em que

- A, B = conjuntos de espécies registados nos talhões A e B .
- $|A \cap B|$ = espécies presentes simultaneamente em A e em B .
- $|A \cup B|$ = espécies presentes em A ou B , ou em ambos.
- Spearman: compara a posição ordenada de abundância entre espécies, permitindo identificar espécies que respondem a gradientes ambientais de forma semelhante. Por exemplo, este método agrupa duas espécies com abundâncias diferentes se estas aumentam ou diminuem a sua presença em simultâneo num mesmo conjunto de talhões.

$$d_s(x, y) = \frac{1 - \rho(x, y)}{2}$$

, em que

- x, y = abundância de vectores para duas espécies em todos os talhões.
- $\rho(x, y)$ = Coeficiente de correlação de postos de Spearman entre esses vectores.

$$\rho(x, y) = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n(n^2 - 1)}$$

, em que

- d_i = diferenças de postos para o talhão i entre os vectores x e y .
- n = número de talhões analisados

A aplicação destas métricas permite distinguir entre padrões de dominância quantitativa (Bray-Curtis, Spearman) e presença ou ausência de espécies em comum (Jaccard). Em ambas as análises, foi utilizado o método de agrupamento *Unweighted Pair Group Method with Arithmetic Mean* (UPGMA) para a construção dos dendrogramas de agrupamentos de talhões (Bray-Curtis, Jaccard) ou espécies (Bray-Curtis, Spearman). O método UPGMA permite sintetizar visualmente relações de similaridade ecológica entre amostras ou espécies, facilitando a identificação de padrões agrupados e interpretáveis que seriam difíceis de discernir em matrizes de dados complexas. A comparação dos dendrogramas gerados permite avaliar a estabilidade dos agrupamentos entre métricas e identificar talhões com composições singulares ou em transição.

PARTE II – RESULTADOS E DISCUSSÃO

IV- MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA: MUDANÇAS DE USO E DINÂMICAS DE CARBONO NO SOLO

Ao longo da Margem Esquerda do Guadiana, a paisagem resulta de um equilíbrio entre natureza e acção humana que se revela na dinâmica do relevo, nas marcas da ocupação do solo e nos sinais, mais ou menos subtis, de degradação ambiental. A diversidade edáfica e morfológica do território impõe limites e possibilidades à produção agro-pecuária, mas também condiciona o modo como os processos de transformação ecológica e socioeconómica se exprimem no tempo e no espaço. É neste contexto que o carbono orgânico no solo (OC) assume um papel central, não só como indicador biofísico, mas também como expressão acumulada da relação entre a ocupação humana e os sistemas naturais. O teor de carbono no solo (SOC) revela tanto as potencialidades de um solo como a sua história de utilização. Nas áreas moldadas por anos de mobilização intensa, o carbono é frequentemente perdido por processos erosivos e oxidativos; nas vertentes mais declivosas e de solos delgados, mas menos perturbados, a acumulação superficial pode ser elevada, embora limitada em profundidade (Van Oost & Six, 2023). Em ambos os casos, o carbono no solo fornece uma leitura tangível da interacção entre os factores naturais e as dinâmicas da ocupação humana. Este capítulo procura interpretar os factores que determinam estas dinâmicas, partindo de três questões centrais:

- Quais são os limites e potencialidades para o armazenamento de carbono nos solos da Margem Esquerda do Guadiana?
- De que forma os diferentes usos e formas de gestão condicionam os teores de carbono no solo observados?
- Que tipos de trajectórias de mudança de uso do solo ocorreram entre 1995 e 2018, como se distribuíram territorialmente e quais os seus impactos sobre os stocks de carbono?

No que segue, a análise organiza-se em três movimentos articulados: 1) um retracto edáfico de referência, com stocks por classe de solo e leitura da profundidade efectiva; 2) a comparação entre tipos de solo e respectivo uso com base em estatística, reportando medidas

de tendência e dispersão; e 3) o balanço das transições 1995–2018, quantificando ganhos e perdas de carbono e a sua expressão territorial.

Para compreender a variabilidade do teor de carbono, foi construído um mapa de referência do teor de carbono nos solos da Margem Esquerda do Guadiana, a partir da Carta de Solos 1:25 000 e da análise dos perfis-tipo publicados por Cardoso (1965). Estes valores, ajustados em função da espessura dos horizontes, da densidade aparente (BD) e do teor de matéria orgânica, permitem estimar os *stocks* de carbono (em t C ha⁻¹) nos principais tipos de solo da região, em condições de relativa naturalidade. No entanto, o que o solo tem potencial para armazenar não é o mesmo que aquilo que efectivamente retém. A pressão exercida pelas diferentes formas de uso e gestão (intensificação agrícola, pastoreio, mobilização, abandono, reflorestação) afecta directamente os *stocks* reais. Por isso, ao mapa de base edáfica foram sobrepostos dois momentos da ocupação do solo (1995 e 2018), permitindo estimar os valores ajustados de carbono e identificar os saldos associados às mudanças verificadas nesse intervalo.

A leitura das mudanças ocorridas entre o início dos anos 1990 e a actualidade revela um território em reconfiguração lenta, mas estrutural. Até meados da década de 1990, a matriz agrária da Margem Esquerda do Guadiana mantinha ainda muitas das marcas da agricultura extensiva cerealífera em rotações com pousios e pastagens, com baixa densidade populacional e limitada mecanização, sobretudo nas áreas mais declivosas e nos solos mais pobres. A partir dessa década, impulsionadas por transformações mais amplas no contexto da adesão à Comunidade Europeia, pela liberalização progressiva dos mercados e por alterações nos regimes de incentivos, intensificaram-se os processos de conversão de uso. Assistiu-se à expansão de culturas permanentes nas áreas com maior aptidão, ao aumento da reflorestação com espécies comerciais e ao abandono generalizado de superfícies áreas com solos pobres ou de difícil acesso, particularmente nas vertentes mais inclinadas da Serra de Serpa e Mértola. Estes movimentos, desiguais na sua distribuição, traduziram-se numa recomposição territorial que afectou directamente os equilíbrios dos ecossistemas.

Em síntese, o que está em causa não é apenas cartografar teores de carbono, mas compreender como o solo como estrutura de base, as escolhas de uso e as trajectórias recentes de mudança se combinam para produzir padrões de perda, conservação e acumulação de carbono. O resultado é um retrato territorial que revela dinâmicas e

contrastes: áreas de perda acelerada, núcleos de regeneração e zonas de transição onde o uso oscila entre conservação e degradação. É esse quadro que justifica o olhar atento para a Serra de Serpa e Mértola, onde estas tendências se cruzam com limites ecológicos mais vinculados.

IV.1. Potencial de armazenamento de carbono no solo

A distribuição do teor de carbono na Margem Esquerda do Guadiana reflecte a base edáfica e morfológica do território, assumindo particular importância na leitura da aptidão ecológica e agronómica dos solos. A informação de referência para o carbono no solo, construído com base na Carta de Solos à escala 1:25 000 e nos perfis-tipo compilados por Cardoso (1965), permite visualizar essa variabilidade sob condições próximas da naturalidade, isto é, sem intervenção antrópica significativa e sem correcção para o uso actual (Tabela 5). A análise baseou-se exclusivamente no Horizonte A de cada tipo de solo, uma vez que representa a camada activa mais directamente influenciada por processos bióticos e gestão antrópica. No entanto, é também um horizonte de profundidade variável, o que pode induzir a sobrevalorização de alguns solos incipientes ou delgados, nomeadamente nos relevos xistosos da Serra, que acumulam matéria orgânica superficial, mas possuem pouca profundidade efectiva (Figura 46-A).

Tabela 5 - Valores ponderados de carbono orgânico (oc), densidade aparente (bd), profundidade do horizonte A (d), fracção grosseira (g) e teor de carbono no solo ($t\ C\ ha^{-1}$) para os diferentes tipos de solo na Margem Esquerda do Guadiana.

	área	oc (%)	bd ($g\ cm^{-3}$)	d (cm)	g (%)	$t\ C\ ha^{-1}$
Calcissolos	24 689 ha	0.83	1.24	25	29	18.2
Cambissolos	11 244 ha	0.46	1.60	25	15	15.6
Fluvisolos	2 163 ha	1.47	1.34	35	9	62.6
Litossolos	80 133 ha	0.34	1.50	10	17	4.2
Luvissolos	115 752 ha	1.15	1.29	20	27	21.8
Vertissolos	9 280 ha	0.82	1.27	25	0	26.1

Estes dados confirmam um contraste estrutural entre solos profundos e estáveis e solos delgados e pedregosos. Os Fluvisolos apresentam os stocks mais elevados ($\approx 62,6\ t\ C\ ha^{-1}$), coerentes com maior estabilidade estrutural e actividade biológica; Vertissolos e Luvissolos surgem como classes intermédias/altas ($\approx 26,1\text{--}21,8\ t\ C\ ha^{-1}$), pela combinação de espessura útil e densidade aparente mais favorável, enquanto os Litossolos revelam stocks muito baixos ($\approx 4,2\ t\ C\ ha^{-1}$) por limitações de profundidade e fracção grosseira. Este escalonamento ajuda a distinguir teores percentuais elevados em horizontes superficiais da capacidade real de acumulação quando se integra profundidade e BD. Ao nível inferencial, as diferenças edáficas contextualizam limites e oportunidades, mas não bastam para explicar a variabilidade observada nos valores reais, e daí decorre a necessidade de avaliar o efeito do uso/gestão sobre os teores observados.

De forma a expressar essa variabilidade de forma compatível com a quantificação de stocks reais de carbono no solo, recorreu-se à estimativa em densidade volumétrica, expressa em toneladas por hectare ($t\ C\ ha^{-1}$). Esta abordagem considera a espessura útil do horizonte, o teor de carbono, a densidade aparente e a fracção grosseira, segundo a fórmula clássica:

$$TCS = OC_{\%} \times BD_{g\ cm^{-3}} \times D_{cm} \times (1 - G)$$

, em que $OC_{\%}$ é o teor de carbono orgânico (percentagem), $BD_{g\ cm^{-3}}$ a densidade aparente (gramas por centímetro cúbico), D_{cm} a profundidade do horizonte em análise (centímetros) e G a fracção grosseira.

Esta forma de cálculo permite estimar, em unidades comparáveis, os stocks de carbono do Horizonte A em diferentes tipos de solo, considerando as suas características físicas e morfológicas. Os valores obtidos exprimem a capacidade estrutural de acumulação de carbono em condições de relativa naturalidade, servindo de base para interpretar variações espaciais, avaliar perdas acumuladas e, futuramente, estimar o potencial de retenção ou recuperação em contextos de gestão diferenciada (Figura 46-B).

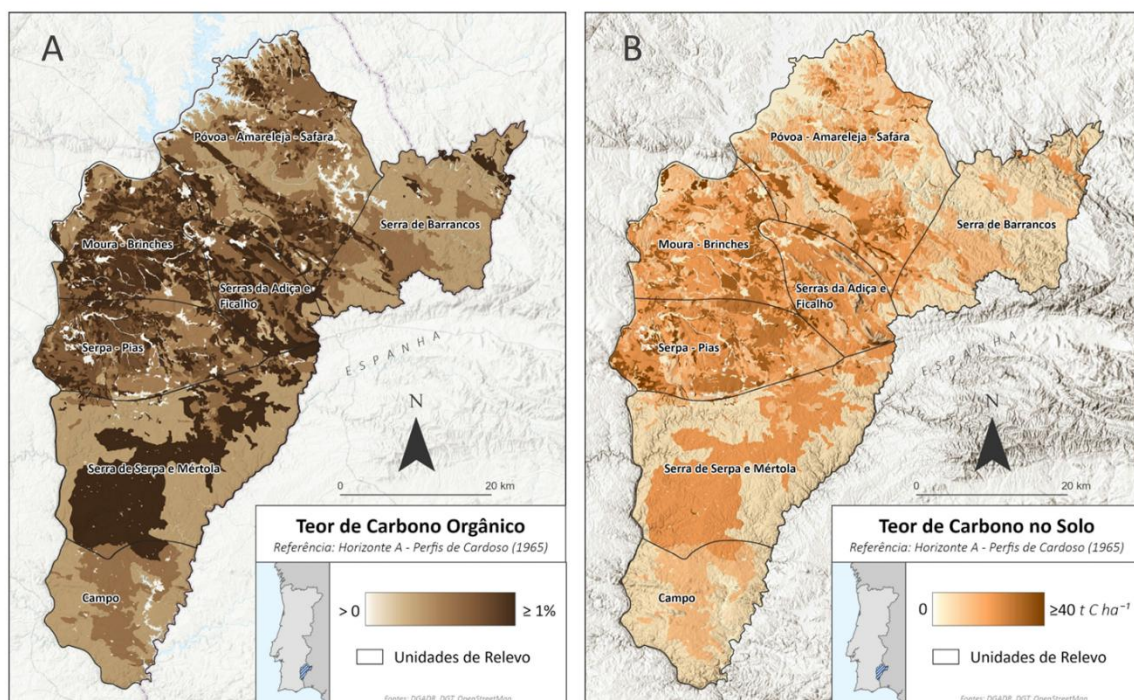


Figura 46 - Teor de Carbono Orgânico em percentagem (A) e Teor de Carbono no Solo em $t\ C\ ha^{-1}$ (B) no Horizonte A para os solos da Margem Esquerda do Guadiana, com base na Carta de Solos 1:25 000 e na caracterização dos solos a sul do Tejo de Cardoso (1965)

As áreas mais favoráveis à acumulação de carbono coincidem com os solos profundos da faixa ocidental e nordeste do território, onde dominam Vertissolos e Cambissolos, e existem algumas manchas de Fluvisolos. A evidência dos Vertissolos e Cambissolos como classes com maior capacidade estrutural de acumulação de carbono alinha-se com estudos em contextos mediterrâneos próximos, onde estes solos, pela profundidade útil e características físicas, se destacam sistematicamente na retenção de matéria orgânica. No caso dos Fluvisolos, a maior estabilidade estrutural, fertilidade e actividade biológica explicam os teores superiores observados, uma tendência igualmente identificada em estudos de solos aluviais mediterrâneos (López-Bellido et al., 2020; Quintela et al., 2024).

Em contraste, os solos do sector mais elevado da Serra de Serpa e Mértola, embora apresentem localmente teores elevados em termos percentuais, revelam *stocks* efectivos mais baixos, precisamente devido à reduzida espessura útil e à elevada pedregosidade. Esta diferença entre potencial aparente e capacidade real é central para compreender os limites do território, sobretudo nas áreas mais sujeitas à erosão e à degradação dos recursos naturais. Esta contradição aparente entre elevados teores percentuais e baixos *stocks* efectivos reflecte uma limitação estrutural típica de solos delgados e pedregosos, onde a acumulação superficial de matéria orgânica não se traduz em reservas significativas devido à reduzida espessura efectiva do horizonte A e à actuação dos processos erosivos (Muñoz-Rojas et al., 2012; Novara et al., 2011; Zhang et al., 2024).

Esta leitura espacial do carbono por classe edáfica foi complementada por uma análise estatística formal, com o objectivo de avaliar se as diferenças observadas no mapeamento reflectem variações estatisticamente significativas nos teores de carbono orgânico entre os diferentes tipos de solo. Os resultados, contudo, não evidenciaram diferenças significativas: o teste de *Kruskal-Wallis*, aplicado às seis classes principais de solos da Margem Esquerda do Guadiana (Calcissolos, Cambissolos, Fluvisolos, Litossolos, Luvissolos e Vertissolos), não revelou diferenças estatisticamente significativas entre grupos ($H = 9.11$; $p = 0.105$). Este resultado sugere que, à escala considerada, os padrões locais de acumulação de carbono não dependem exclusivamente da tipologia edáfica, sendo antes modeladas pelas formas de uso e gestão do solo, bem como pelas trajectórias históricas de ocupação. A variabilidade interna observada dentro de algumas classes, como é o caso dos Litossolos, confirma que os contrastes territoriais decorrem de factores de segunda ordem, como a intensidade de

mobilização, o coberto vegetal e as práticas de conservação do solo. Esta ausência de diferenças estatisticamente significativas entre classes edáficas confirma um padrão reconhecido em solos mediterrâneos, onde o uso e gestão do solo constituem os principais determinantes do carbono orgânico (Benslama et al., 2024; Jendoubi et al., 2019; Xu et al., 2020).

De forma a validar empiricamente os contrastes descritos, foi realizada uma campanha de amostragem específica na Serra de Serpa e Mértola com medições da matéria orgânica realizadas na camada superficial (0–5 cm). Esta opção metodológica não só reflecte as limitações físicas dos solos da Serra (frequentemente rasos, pedregosos e com horizontes pouco desenvolvidos) mas também a importância de captar as dinâmicas mais superficiais de carbono, mais directamente associadas à cobertura vegetal e às perturbações de uso. Para garantir a comparabilidade com os restantes dados da Margem Esquerda do Guadiana, os valores obtidos foram corrigidos por funções de decaimento exponencial da matéria orgânica com a profundidade, permitindo uma aproximação à densidade de carbono acumulado até 20 cm (Tabela 6). A escolha metodológica de privilegiar a camada superficial, seguida da aplicação de funções de decaimento exponencial, acompanha as boas práticas para o estudo de solos mediterrâneos, onde a dinâmica do carbono é influenciada pelas dinâmicas à superfície, com reduções muito rápidas em profundidade condicionadas pelas práticas de gestão (Aguilera-Huertas et al., 2021; Badagliacca et al., 2020; Basch et al., 2012; Nieto et al., 2014; Sulman et al., 2020).

Este conjunto de dados constitui uma base de validação e contraste essencial, a partir da qual será possível discutir os limites estruturais ao armazenamento de carbono na Serra, os efeitos do uso extensivo e as trajectórias de degradação que nela se manifestam. A heterogeneidade no número de locais de amostragem por cada tipo de situação de coberto deve-se ao facto de as bases de dados privilegiarem a recolha de amostras em áreas de gestão activa, como as áreas de cereais ou olivais. Se o potencial edáfico define os limites físicos à acumulação de carbono no solo, o uso e gestão do solo determinam os valores efectivamente observados. Para avaliar o efeito da ocupação do solo sobre OC, foi feita uma análise estatística comparativa entre os principais tipos de uso, considerando os valores obtidos nas amostras de solo recolhidas e harmonizadas para 20 cm de profundidade (Figura 47).

Tabela 6 - Número de locais de amostragem e estatísticas descritivas de Teor de Carbono Orgânico (OC (%)) médio no perfil de 20 cm para os principais tipos de uso do solo na Margem Esquerda do Guadiana com base nas amostras obtidas por trabalho de campo e nas bases de dados LUCAS e INFOSOLO.

	$N =$	$\tilde{x}$	$\bar{x}$	σ	Min.	Max.
Áreas degradadas	4	0.50	0.51	0.11	0.34	0.83
Cereais	46	0.96	1.05	0.39	0.38	2.07
Pastagem rotação convencional	11	1.29	1.35	0.48	0.87	2.44
Pastagem rotação de conservação	10	1.39	1.40	0.36	0.93	2.83
Olivais	48	1.22	1.24	0.54	0.53	2.89
Reflorestação	7	0.92	0.99	0.38	0.53	2.04
Florestas e matos	23	1.34	1.57	1.29	0.32	7.21

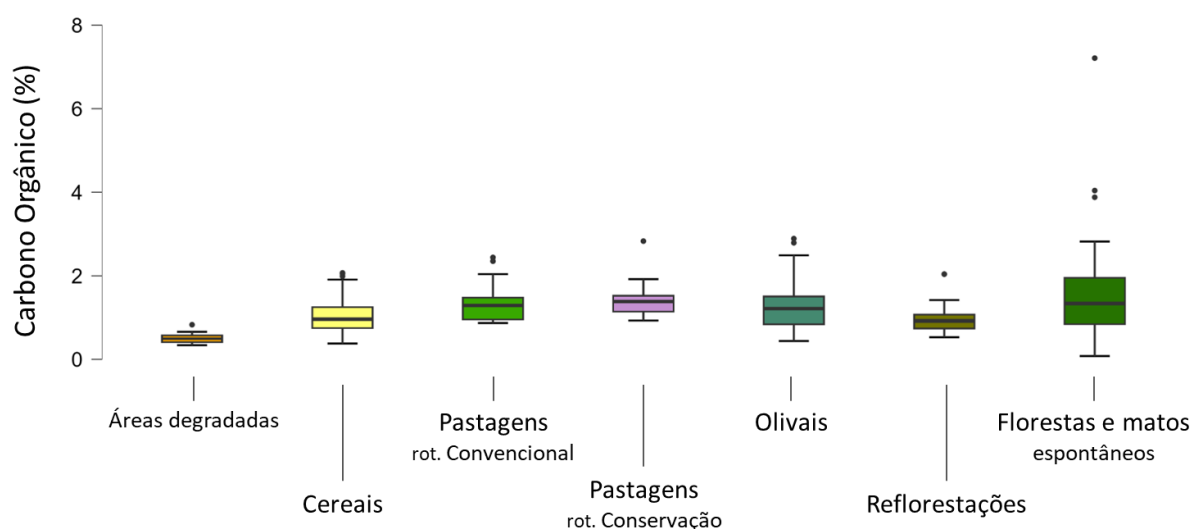


Figura 47 - Teor de carbono orgânico (%) a 20 cm para diferentes situações de uso do solo identificadas na Margem Esquerda do Guadiana com base em dados obtidos por trabalho de campo e disponíveis nas bases de dados LUCAS e INFOSOLO.

Os resultados são inequívocos: o teste de *Kruskal-Wallis* revelou diferenças estatisticamente significativas entre as diferentes classes de uso ($H = 84.85$; $p < 0.0001$), confirmando o papel determinante da ocupação do solo na variação dos teores de carbono. As áreas degradadas apresentam teores significativamente mais baixos do que todas as restantes classes ($p < 0.001$), destacando-se como núcleos de perda acumulada de matéria orgânica. Os sistemas agrícolas de sequeiro (cereais) revelam igualmente valores inferiores face às pastagens sob rotação de conservação, sendo esta diferença também estatisticamente significativa. Em contraste, não se observaram diferenças significativas entre olivais, pastagens e áreas de vegetação espontânea, cujos valores médios de carbono no solo se aproximam, reflectindo trajectórias diferenciadas, mas convergentes, no que respeita à manutenção de cobertura vegetal permanente e à protecção do solo contra a erosão.

Estes resultados, alinhados com o padrão espacial representado na Figura 48, reforçam a interpretação de que as práticas de gestão, mais do que as características edáficas de base, constituem o principal factor explicativo da distribuição actual de carbono orgânico na Margem Esquerda do Guadiana. A análise estatística restrita aos sistemas agrícolas de sequeiro (cereais) confirma o carácter estruturalmente limitado da Serra de Serpa e Mértola no que respeita à acumulação de carbono no solo. Considerando apenas as amostras recolhidas em campos de cereais, o teor de carbono orgânico na Serra revelou-se significativamente inferior ao registado nas áreas agrícolas interiores da Margem Esquerda do Guadiana. O teste de *Kruskal-Wallis* indicou diferenças significativas entre unidades ($H = 8.58$; $p = 0.014$), confirmadas pelos testes *post-hoc* de Dunn, onde a Serra de Serpa e Mértola apresentou teores significativamente inferiores aos observados em Serpa – Pias ($p = 0.012$). Os valores médios na Serra (0.90%) situam-se abaixo dos valores registados tanto em Moura–Brinches (1.26%) como em Serpa–Pias (1.27%). Isto encontra paralelo noutras áreas marginais na região do Mediterrâneo, onde factores edáficos e climáticos impõem limites permanentes à acumulação de carbono no solo, independentemente das práticas de gestão (Hoyle et al., 2013; Novara, Poma, et al., 2016; Vicente-Vicente et al., 2017; Willaarts et al., 2016).

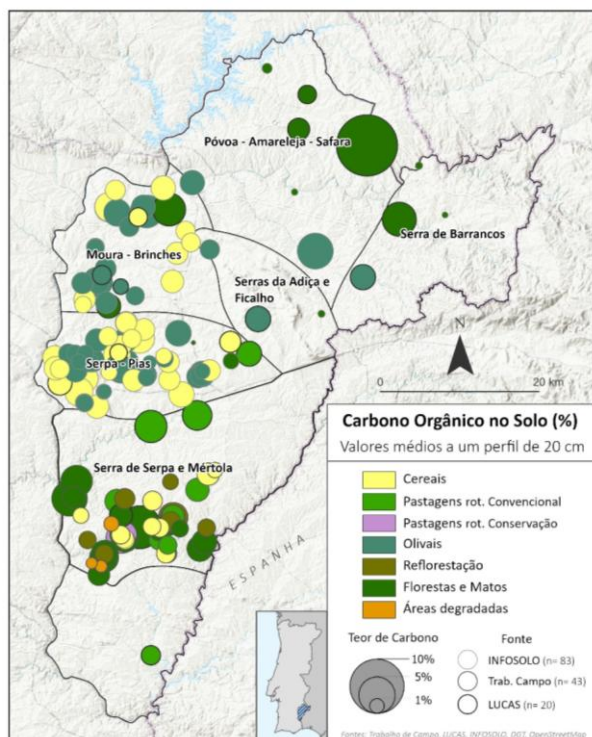


Figura 48 - Carbono orgânico no solo (OC (%)) médio a um perfil de 20 cm para todos os locais com amostras na Margem Esquerda do Guadiana para locais analisados por trabalho de campo (43 locais), e os locais analisados das bases de dados LUCAS (20 parcelas) e INFOSOLO (83 parcelas)

Estes resultados, obtidos sob condições de uso comparável, reforçam a interpretação de que os limites físicos e morfológicos da Serra condicionam efectivamente a capacidade de armazenamento de carbono nos solos agrícolas, independentemente das práticas de gestão adoptadas. A erodibilidade do solo, reduzida profundidade dos horizontes e o reduzido teor em matéria orgânica actuam como constrangimentos permanentes à conservação do solo nas áreas ainda activamente exploradas para agricultura. À escala da Margem Esquerda do Guadiana, o factor decisivo para a conservação do carbono orgânico no solo é a manutenção de um coberto contínuo e a limitação das perturbações. Nos sistemas cerealíferos de mobilização convencional, a perda de carbono é a trajectória expectável, excepto quando se adoptam práticas de mobilização reduzida e coberturas vegetais de Inverno, ou quando se evolui para pastagens de conservação. As conversões de terras aráveis para culturas permanentes só se traduzem em ganhos estáveis quando eliminam a mobilização e asseguram a presença regular de coberturas vivas ou mortas, que protegem o solo e o alimentam de matéria orgânica. Nas áreas mais degradadas, a prioridade é restabelecer rapidamente um coberto herbáceo ou arbustivo, seguido do reforço da estabilidade estrutural. O padrão que emerge é consistente: a combinação de coberto permanente e baixa perturbação oferece a maior probabilidade de estabilização dos teores de carbono orgânico.

IV.2. Evolução recente dos stocks de carbono e dinâmicas de uso do solo (1995-2018)

A paisagem edáfica da Margem Esquerda do Guadiana define os limites biofísicos à acumulação de carbono no solo. No entanto, são os usos e as práticas de gestão que determinam a trajectória efectiva desses *stocks*. Entre 1995 e 2018, um conjunto de transformações económicas, políticas e paisagísticas alterou significativamente a configuração do uso do solo na região, introduzindo novas lógicas produtivas, abandonando outras e reorganizando o mosaico territorial. É neste quadro de reestruturação agrária que se torna possível compreender os contrastes espaciais da actual distribuição de carbono e os saldos resultantes da acção antrópica nas últimas décadas.

IV.2.1. Mudanças de uso do solo na Margem Esquerda do Guadiana: entre a intensificação e o abandono

Entre 1995 e 2018, a Margem Esquerda do Guadiana atravessou um processo de recomposição do uso do solo que reflecte tanto a continuidade de tendências estruturais de longo prazo como a aceleração de mudanças induzidas por políticas públicas e transformações económicas. A paisagem, em meados dos anos 90 (Figura 49-A), ainda conservava algumas marcas visíveis da matriz agrária tradicional, dominada por sistemas cerealíferos de sequeiro em rotação com pousios, pastagens permanentes e mosaicos de uso extensivo. No entanto, foi sendo progressivamente reconfigurada: a interacção entre os mecanismos de apoio ao rendimento, as dinâmicas de competitividade no contexto do mercado comum levaram à diminuição do rendimento económico de áreas agrícolas nas áreas com menor aptidão. A par disso, os apoios à reflorestação e à manutenção de superfícies elegíveis criaram incentivos à conversão de pastagens ou culturas pouco produtivas em povoamentos florestais, muitas vezes com fins patrimoniais ou fiscais a sobreporem-se aos produtivos.

Em sentido inverso, o avanço do perímetro de rega de Alqueva abriu a porta à intensificação localizada nas áreas mais planas e com melhor acessibilidade. Esta tendência insere-se num padrão regional mais amplo: a intensificação agrícola no Mediterrâneo contribui para a homogeneização da paisagem e compromete a funcionalidade ecológica dos ecossistemas, mesmo quando se registam aparentes ganhos de carbono no solo (Lopezosa et al., 2023; Merdas et al., 2021). A nova disponibilidade hídrica, aliada à concentração fundiária e à entrada de capitais externos, conduziu à rápida expansão de olivais intensivos e super-intensivos, sobretudo nas áreas entre Serpa e Moura (Figura 49-B). Estes empreendimentos

redefiniram o uso do solo numa lógica de especialização produtiva, rompendo com o mosaico agrário pré-existente e eliminando áreas de pousio, pastoreio ou vegetação espontânea que antes pontuavam as unidades de exploração.

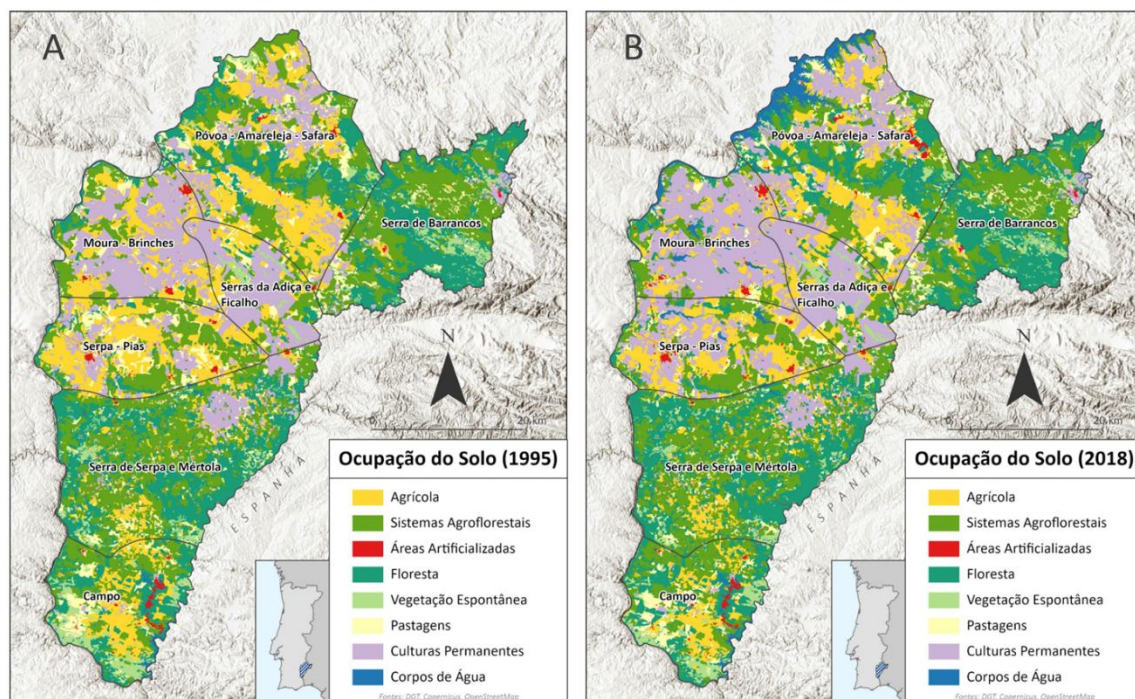


Figura 49 - Ocupação do solo para os anos de 1995 (A) e 2018 (B) com base na Carta de Ocupação do Solo. As classes foram obtidas através da reclassificação e harmonização das legendas no nível de maior detalhe da COS.

A evolução das áreas ocupadas pelas principais classes de uso do solo entre 1995 e 2018 confirma esta tendência de recomposição territorial (Tabela 7). As terras aráveis, tradicionalmente dominadas por culturas cerealíferas, registaram uma redução líquida de 11 265 hectares, correspondendo a uma diminuição relativa de 24%. Em contrapartida, as culturas permanentes, maioritariamente constituídas por olivais, expandiram-se em 9 692 hectares, o que representa um aumento de 21% no mesmo período. Este crescimento acentuado está associado à finalização da Barragem do Alqueva e respectivas albufeiras de apoio, que contribuíram para o aumento de 5 177 ha de corpos de água, um aumento de 183% entre 1995 e 2018, sobretudo nas áreas envolventes a Serpa, Moura, Brinches e Pias. As áreas ocupadas por florestas e matos registaram um aumento de 6%, atingindo um total de 68 172 hectares em 2018. Estes valores evidenciam o recuo progressivo da agricultura extensiva e a consolidação de sistemas especializados de produção e coberturas vegetais espontâneas ou de baixa intervenção em algumas áreas menos produtivas da Margem Esquerda do Guadiana, como a Serra de Serpa e Mértola e a Serra de Barrancos. A reconfiguração do mosaico agrário

tradicional para sistemas produtivos especializados corresponde a uma trajectória identificada como crítica no contexto mediterrâneo, dado o seu potencial para comprometer a resiliência da paisagem e reduzir a diversidade de serviços de ecossistema (Cursach et al., 2020)(25).

Tabela 7 - Evolução da área ocupada pelas principais classes de uso do solo na Margem Esquerda do Guadiana segundo as Cartas de Ocupação do Solo de 1995, 2007 e 2018.

	1995	2007	2018	Δ 1995-2018
Terras aráveis	47 593 ha 19%	43 512 ha 17%	36 328 ha 14%	-24%
Sistemas agro-florestais	74 835 ha 29%	71 712 ha 28%	69 586 ha 27%	-7%
Pastagens permanentes	20 423 ha 8%	15 912 ha 6%	17 543 ha 7%	-14%
Culturas permanentes	46 391 ha 18%	50 104 ha 20%	56 083 ha 22%	21%
Florestas e matos	64 315 ha 25%	67 354 ha 26%	68 172 ha 27%	6%
Corpos de água	2 829 ha 1%	7 206 ha 3%	8 006 ha 3%	183%

A análise dos impactos destas mudanças sobre os *stocks* de carbono no solo exige uma leitura ajustada à realidade do uso efectivo. Por isso, para além da estimativa edáfica de referência, foram produzidos mapas de carbono corrigido para a ocupação do solo em dois momentos (1995 e 2018) integrando dados da COS e da base de dados INFOSOLO seguindo a metodologia proposta por Cerqueira (2021). Esta abordagem permite quantificar de forma mais realista a distribuição de carbono no território, considerando os efeitos da gestão antrópica sobre a capacidade de armazenamento (Figura 50).

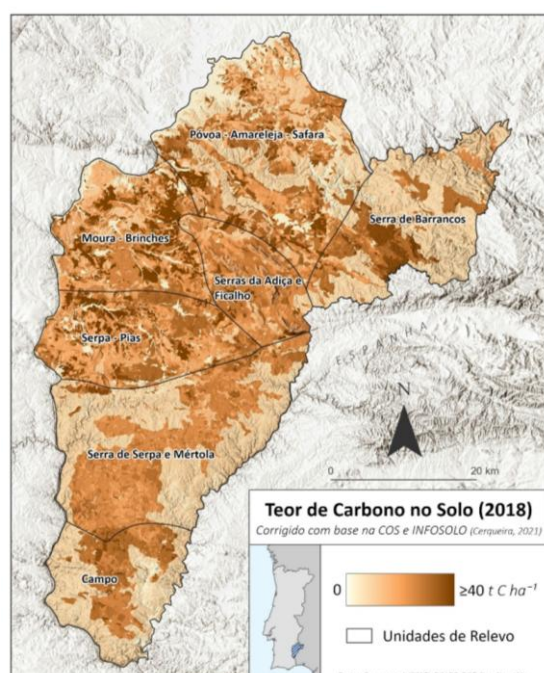


Figura 50 – Teor de carbono no solo estimado para 2018 com base na metodologia proposta por Cerqueira (2021).

Os padrões que emergem revelam contrastes nítidos: áreas com solos profundos e férteis que perderam capacidade de acumulação devido a mobilização intensiva ou conversão de uso; áreas de solos mais pobres e degradados que, por abandono ou reconversão florestal, estabilizaram ou aumentaram os seus teores; e manchas onde a transição entre usos produtivos e vegetação espontânea alterou significativamente a funcionalidade do solo. Estes retratos corrigidos fornecem um ponto de partida essencial para interpretar os efeitos cumulativos das trajetórias de uso nas últimas décadas.

Contudo, estas dinâmicas não se distribuíram uniformemente. Se, por um lado, a intensificação ocorreu de forma concentrada, houve vastas extensões, particularmente nas vertentes mais inclinadas, nos solos menos férteis ou em zonas de difícil acesso, onde prevaleceram trajetórias de abandono, reconversão extensiva ou simples inércia funcional. Nessas áreas onde a actividade agrícola e pecuária estava mais limitada, verificaram-se duas situações distintas: por um lado, a manutenção de usos de subsistência apoiados em esquemas de incentivo à produção para manutenção de benefícios agro-ambientais (por exemplo a subsidiação de cereais de sequeiro na Serra de Serpa e Mértola para manutenção de habitats de aves estepárias), por outro, iniciaram-se processos espontâneos de sucessão ecológica com o crescimento de matos no sub-bosque dos montados abandonados. A paisagem resultante é marcada por contrastes evidentes entre frentes de intensificação acelerada e extensas áreas de baixa densidade de uso ou em estado regenerativo.

Apesar de enquadradas em políticas de apoio com limites agro-ambientais, estas trajetórias não garantem, por si, a manutenção da qualidade ecológica dos solos. Em diversos contextos, os subsídios à produção em áreas de menor aptidão podem induzir práticas que perpetuam sistemas de baixa produtividade e aceleram a degradação estrutural. Nestes casos, a subsidiação funciona como um mecanismo de compensação económica que mascara situações de declínio funcional, mantendo em uso terras cuja aptidão agronómica é já muito reduzida. A ausência de ajustamento territorial dos incentivos às condições edáficas concretas contribui para a reprodução de gradientes de degradação, especialmente em áreas de solos pobres e degradados, como demonstrado em trabalhos prévios desenvolvidos para a região.

Estas mudanças configuram não apenas uma transição física do uso do solo, mas também uma reestruturação económica e ecológica do território. A substituição de usos mistos por monoculturas permanentes e o abandono da actividade humana em áreas

degradadas alteram profundamente a estrutura da paisagem, alterando limitando as trocas de matéria e energia e alterando os equilíbrios biofísicos da região. Ainda que nem todas as mudanças correspondam de forma directa a perdas ou ganho de carbono no solo, os seus efeitos estruturais sobre o funcionamento dos ecossistemas, o coberto vegetal e o nível de degradação do solo são inegáveis. A partir desta leitura territorial, mais fina e contextualizada, importa avançar para a análise das transições específicas de uso e dos seus impactos sobre os stocks de carbono.

As mudanças de uso do solo não ocorrem de forma aleatória. Cada transição envolve um conjunto de decisões e condicionantes sociais, económicas e ecológicas que têm consequências distintas na capacidade de armazenamento de carbono. Por isso, mais do que mapear usos estáticos, importa identificar as principais transições funcionais, ou seja, as mudanças entre categorias com impactos contrastantes na cobertura vegetal, na mobilização do solo e na sua estabilidade estrutural. Entre 1995 e 2018, destacam-se, pela sua extensão e relevância ecológica, a conversão de áreas agrícolas e de montados em olivais intensivos, a substituição de pastagens por agricultura mecanizada, o avanço de repovoamentos florestais sobre antigos sistemas agro-florestais, o recuo da agricultura em favor da vegetação espontânea, e a substituição de agricultura tradicional por áreas de pastagem em regime extensivo. Essas transições podem ser agrupadas em três dinâmicas territoriais dominantes (Figura 51):

- Intensificação, visível na passagem de sistemas extensivos para culturas permanentes mecanizadas de elevado rendimento, como os olivais intensivos;
- Extensificação, associada à reconversão de agricultura mecanizada em pastagens ou montado sob gestão mínima;
- Abandono, frequentemente materializado na expansão de vegetação espontânea sobre antigas áreas agrícolas ou de pastoreio, sobretudo nos montados, especialmente em zonas com declives acentuados e mais baixa aptidão agrícola.

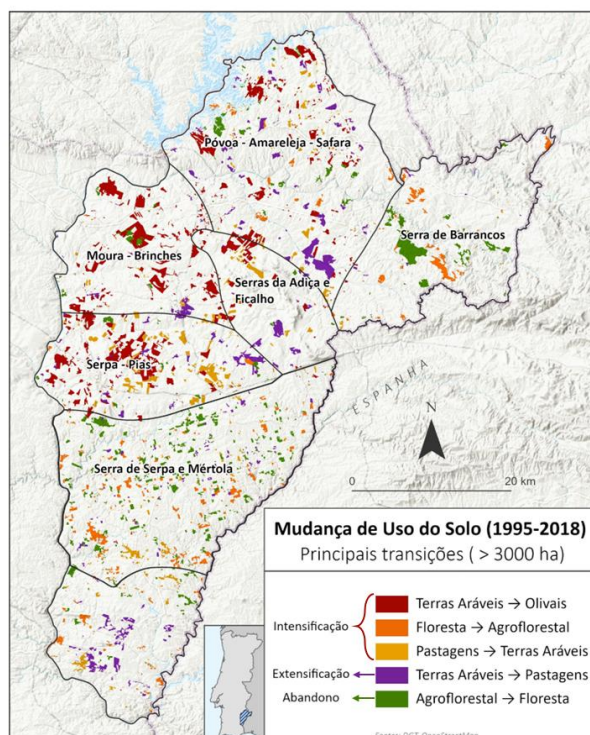


Figura 51 - Principais trajetórias de mudança de uso do solo na Margem Esquerda do Guadiana entre 1995 e 2018.

Estas três dinâmicas territoriais coexistem e interagem com os condicionantes edáficos e estruturais da região, criando uma paisagem em mosaico onde os saldos de carbono e os níveis de degradação variam fortemente à escala local. No entanto, há territórios onde os contrastes se acentuam de forma particularmente expressiva. É o caso da Serra de Serpa e Mértola, um espaço morfologicamente condicionado, mas com alguma complexidade social e económica. Nesta paisagem, trajetórias divergentes como a intensificação e o abandono, coexistem num mesmo quadro territorial. A dispersão espacial destas dinâmicas não segue uma lógica linear entre aptidão ecológica e uso, sendo antes moldada por factores como o acesso diferenciado aos apoios, as estratégias familiares de gestão fundiária e a inserção institucional no Parque Natural do Vale do Guadiana. Esta complexidade justifica uma análise própria, que será desenvolvida no próximo capítulo.

IV.2.2. Trajetórias de transição e variações nos stocks de carbono

As trajetórias de mudança permitem interpretar de forma espacialmente explícita os impactos diferenciados sobre os stocks de carbono no solo. A análise cruzada entre as tipologias de mudança e os teores de carbono estimados para cada uso permite calcular saldos líquidos de carbono no solo (em $t\ C\ ha^{-1}$), revelando áreas de perda acelerada, áreas de estabilização e núcleos funcionais de recuperação. Os mapas seguintes sintetizam essas

transições e saldos, facilitando uma leitura integrada da trajectória da paisagem enquanto sistema ecológico e socioeconómico.

Os saldos apresentados resultam da aplicação da metodologia sugerida por Cerqueira (2021), posteriormente adaptada à escala regional da Margem Esquerda do Guadiana. Para cada transição de uso do solo identificada entre 1995 e 2018, foi calculada a diferença nos teores de carbono entre os dois momentos (1995 e 2018), considerando os valores corrigidos para o uso efectivo. Essa diferença, expressa em toneladas por hectare ($t\ C\ ha^{-1}$), permitiu quantificar um saldo líquido por transição, ponderado pela área correspondente. A Tabela 8 sintetiza os saldos médios de carbono no solo ($t\ C\ ha^{-1}$) associados a cada transição de uso do solo identificada entre 1995 e 2018.

Tabela 8 - Saldos de carbono para as principais transições de uso do solo na Margem Esquerda do Guadiana (> 100 ha) entre 1995 e 2018 do lado do destino.

de (1995)	para (2018)	área (ha)	$t\ C\ ha^{-1}$	σ	$\Delta\ t\ CO_2\ eq$	$\Delta\ t\ CO_2\ eq\ ha^{-1}\ y^{-1}$
Pastagens	Terras aráveis	3 860	-4.03	2.24	-56 996	-0.64
Culturas permanentes		2 164	-5.60	3.57	-44 426	-0.89
Terras aráveis	Sistemas agro-florestais	1 187	4.53	2.13	19 715	0.72
Pastagens		301	0.33	1.23	366	0.05
Florestas e matos		3 791	-3.11	2.57	-43 228	-0.50
Terras aráveis	Florestas e matos	1 696	3.20	9.01	19 919	0.51
Pastagens		2 236	0.42	6.27	3 414	0.07
Sistemas agro-florestais		5 883	3.47	2.82	74 832	0.55
Culturas permanentes		738	0.55	2.98	1 480	0.09
Terras aráveis	Pastagens permanentes	4 672	4.27	3.48	73 054	0.68
Sistemas agro-florestais		1 427	-0.49	0.37	-2 556	-0.08
Culturas permanentes		401	-1.45	3.55	-2 123	-0.23
Terras aráveis	Culturas permanentes	9 375	5.19	4.12	178 252	0.83
Pastagens		2 778	1.20	3.16	12 195	0.19
Sistemas agro-florestais		1 106	0.41	2.36	1 680	0.07
Florestas e matos		172	2.98	3.79	1 880	0.47

As conversões de pastagens para terras aráveis destacam-se como a transição mais penalizadora, registando uma perda média de $-4,03\ t\ C\ ha^{-1}$ sobre uma área total de 3 860 hectares ($-0.17\ t\ C\ ha^{-1}\ y^{-1}$). Em contraste, a substituição de terras aráveis por culturas permanentes originou ganhos médios de $5,19\ t\ C\ ha^{-1}$ sobre 9 375 hectares ($0.23\ t\ C\ ha^{-1}\ y^{-1}$), constituindo o principal contributo para os ganhos de carbono no solo observados no período em análise. Estes valores encontram-se abaixo das variações potenciais identificadas na literatura, estimadas entre -1 a $-1.7\ t\ C\ ha^{-1}\ y^{-1}$ para o caso das transições entre pastagens e

terras aráveis, e 0.6 a 1.7 t C ha⁻¹ y⁻¹ para as conversões entre terras aráveis e culturas permanentes (Freibauer et al., 2004; Rodrigues et al., 2021). De forma semelhante, a conversão de pastagens em culturas permanentes resultou também em ganhos médios de 1,20 t C ha⁻¹, abrangendo 2 778 hectares (0.33 t C ha⁻¹ y⁻¹). As restantes transições, como a reconversão em sistemas agro-florestais ou florestas, apresentam saldos positivos mais moderados, enquanto as áreas que não sofreram mudança de uso mantêm um saldo neutro. Os resultados foram espacializados e sintetizados no mapa de saldos de carbono.

A variação observada nos stocks de carbono entre diferentes trajetórias de mudança resulta directamente da forma como cada tipo de uso do solo condiciona o balanço de entrada e saída de matéria orgânica, a perturbação física do solo e a estabilização do carbono no horizonte superficial. Alguns exemplos na literatura confirmam que a conversão de pastagens em terras aráveis constitui uma das transições mais penalizadoras em ambientes mediterrâneos, induzindo perdas aceleradas de matéria orgânica e degradação do solo (Curtin et al., 2015; Liang et al., 2021; Zhang et al., 2021). As perdas associadas à conversão de pastagens para terras aráveis explicam-se pela eliminação da cobertura permanente e pela reintrodução da mobilização frequente do solo, processos que expõem a matéria orgânica à oxidação e aceleram a mineralização da matéria orgânica pré-existente. A ausência de coberto vegetal durante parte do ciclo produtivo facilita ainda a erosão superficial, agravando a perda de carbono associada à mobilização. Tal como observado em outros estudos no mediterrâneo, a transição de culturas anuais para culturas permanentes pode promover ganhos de carbono no solo, especialmente quando aplicadas práticas de gestão recomendadas como o enrelvamento da entrelinha ou a deposição superficial de resíduos da poda (Aguilera-Huertas et al., 2021). Em contraste, as conversões para culturas permanentes, como os olivais, mostram ganhos médios de carbono, explicáveis pela transição para sistemas de cobertura contínua e deposição sistemática de biomassa superficial.

A instalação dos olivais e de outras culturas permanentes, após a fase inicial de perturbação do solo, resulta numa menor mobilização do horizonte superficial, associada à prática generalizada do enrelvamento das entrelinhas, à deposição de resíduos de poda e à manutenção de um coberto vegetal semipermanente. Esta menor perturbação, associada à deposição contínua de matéria orgânica, favorece a acumulação progressiva de carbono na camada activa do solo, justificando, após alguns anos, os ganhos observados mesmo em

parcelas anteriormente ocupadas por pastagens permanentes. As conversões a partir de terras aráveis apresentam os maiores ganhos, dado que implicam o abandono da mobilização frequente, substituída pela gestão mais estável das culturas permanentes. Estes resultados evidenciam que, apesar do carácter intensivo das culturas permanentes, as suas práticas de gestão promovem condições favoráveis à acumulação superficial de carbono.

Os saldos de carbono observados entre 1995 e 2018 reflectem o efeito combinado das trajectórias de uso do solo, da aptidão edáfica e das práticas de gestão (Figura 52). Em vários casos, as áreas convertidas para olival intensivo apresentam teores de carbono mais elevados na camada activa do solo do que os usos que lhes antecederam, o que pode estar associado à manutenção de cobertos permanentes, à incorporação de biomassa superficial ou à menor mobilização do solo. Este padrão, que contrasta com a ideia de perda imediata de carbono por intensificação, evidencia a necessidade de interpretar os resultados com cautela e de considerar múltiplas dimensões para além do carbono, como a perda de solo nos primeiros momentos após a instalação das culturas.

No entanto, é importante sublinhar que este ganho superficial de carbono não implica necessariamente uma melhoria funcional do solo ou do ecossistema. A especialização produtiva e a homogeneização estrutural associadas aos olivais intensivos podem resultar na redução da biodiversidade, no aumento da dependência de recursos exógenos e na simplificação do mosaico paisagístico, comprometendo outros serviços dos ecossistemas (Marchi et al., 2018). O caso dos olivais deve, por isso, ser interpretado com cautela, enquanto exemplo de solução produtiva que acumula carbono, mas pode reforçar processos de degradação funcional das paisagens.

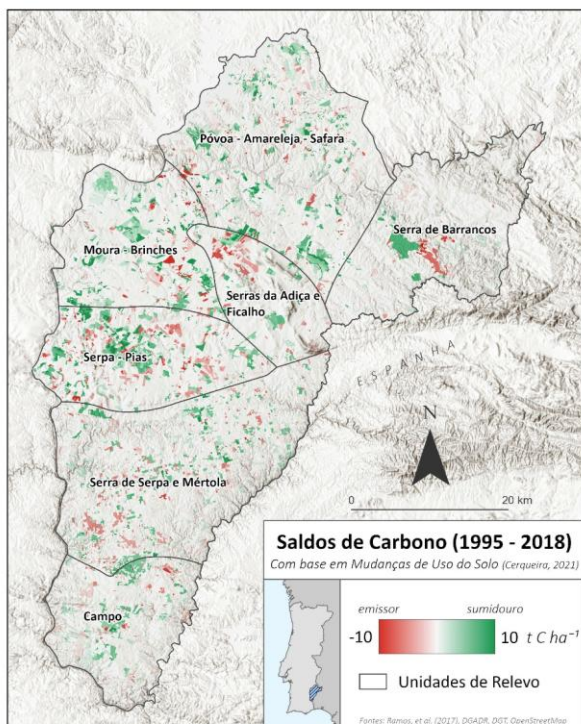


Figura 52 - Saldos de Carbono por mudança de uso e ocupação do solo entre 1995 e 2018 para a Margem Esquerda do Guadiana.

Em contraste, os ganhos de carbono observam-se também em áreas de abandono ou extensificação funcional, onde o recuo da actividade humana permitiu a regeneração da vegetação espontânea e a estabilização da estrutura do solo. Esta recuperação está em linha com outros estudos realizados no mediterrâneo que descrevem a eficácia do abandono agrícola para a recuperação de teor de carbono no solo ao longo da sucessão ecológica natural e contribuindo para diversos serviços de ecossistema (Novara et al., 2017; Yang et al., 2019, 2020). Frequentemente situadas em encostas ou solos pouco aptos à agricultura mecanizada, estas áreas actuam como núcleos de sequestro, apesar das suas limitações naturais. Entre estes dois extremos, encontram-se áreas de saldo neutro ou ambíguo, onde ora não houve mudança de uso do solo, ora essa mudança foi para uma situação de densidade semelhante. Estas áreas de estabilização podem funcionar como áreas-tampão no mosaico territorial, cuja trajectória futura dependerá da continuidade da gestão extensiva ou da eventual intensificação futura. Estes saldos permitem identificar três tendências dominantes:

- Perdas / emissões de carbono, associadas a distúrbios físicos intensos ou transições para usos com menor cobertura permanente;

- Recuperação e sequestro de carbono, ligadas ao abandono, regeneração espontânea ou transições para usos menos perturbadores;
- Áreas de estabilidade, onde a mudança de uso não se verificou ou teve impacto neutro sobre os teores de carbono.

Esta classificação não só permite ilustrar a evolução dos stocks de carbono, mas também oferece uma base para a definição de estratégias territoriais de mitigação da degradação e valorização dos serviços dos ecossistemas. A interpretação integrada dos saldos deve, contudo, ser articulada com outros indicadores territoriais, como a conectividade ecológica, a complexidade estrutural da paisagem ou os fluxos de matéria e energia, cuja análise será aprofundada em secções posteriores.

A leitura territorial baseada em saldos de carbono, embora relevante enquanto indicador funcional dos solos, não capta a complexidade das trajectórias territoriais em curso. A convergência entre as transições de uso do solo e as dinâmicas de intensificação, extensificação e abandono não se traduz necessariamente em saldos de carbono negativos ou positivos de forma directa. Em várias áreas do território, a intensificação agrícola corresponde a um aumento de SOC, o que, à primeira vista, poderia ser interpretado como um ganho na cadeia de valor dos serviços de ecossistema. No entanto, trata-se frequentemente de uma intensificação estruturada em matrizes produtivas industrializadas, como é o caso da região servida pelo regadio do Alqueva, onde o aumento do carbono superficial decorre da deposição sistemática de matéria orgânica e da cobertura permanente do solo, mas onde simultaneamente se tendem a observar fenómenos de homogeneização da paisagem, generalização do recurso a agro-químicos, compactação do solo e simplificação ecológica. Estes processos, associados à industrialização da agricultura, remetem a questão da intensificação para o domínio do planeamento e gestão do território, mais do que para a simples gestão de recursos naturais como o solo e a água. O saldo de carbono, neste contexto, pode mascarar uma realidade produtiva mais complexa, exigindo uma abordagem territorial integrada que equacione não apenas o carbono no solo, mas a estrutura da paisagem, a utilização de recursos hídricos, a criação de emprego e de valor económico, entre outros.

Por oposição, em áreas como a Serra de Serpa e Mértola, a intensificação, quando ocorre, parece estar mais enraizada na produção de subsistência e de micro e pequenas empresas, na gestão extensiva e no aproveitamento de apoios comunitários, reflectindo uma

lógica ecológica e socioeconómica mais simples e directa. Aqui, as trajectórias contrastantes de abandono e intensificação coexistem no mesmo espaço, mas as suas consequências sobre o solo são distintas das observadas no corredor do Alqueva. Mais do que processos de especialização produtiva, as transições da Serra estão associadas aos constrangimentos ambientais e socioeconómicos do território. O abandono decorre frequentemente da inviabilidade económica da actividade agrícola face à fraca aptidão ecológica, enquanto a intensificação mantém uma escala local, limitada e direccionada para maximizar os subsídios e assegurar a subsistência das explorações. Esta complexidade justifica o tratamento autónomo da Serra de Serpa e Mértola, onde o debate em torno da desertificação, da erosão do solo e da sustentabilidade ecológica se coloca em termos mais directamente ligados à gestão de recursos do que às dinâmicas económicas regionais.

IV.3. A Margem Esquerda do Guadiana como Território em Reconfiguração

Os resultados apresentados neste capítulo confirmam que o carbono no solo, para além da sua dimensão biofísica, pode ser um indicador eficaz da história de uso e gestão do território na Margem Esquerda do Guadiana. A estrutura edáfica e morfológica impõe limites potenciais à acumulação de carbono, mas são as práticas agrícolas, o coberto vegetal e as trajectórias socioeconómicas que determinam os stocks efectivamente observados. Os mapas de referência permitiram quantificar este potencial edáfico, mas as análises estatísticas demonstraram que o tipo de solo não é, por si só, um factor explicativo robusto das diferenças observadas. Os usos do solo, em particular, mostraram uma influência determinante: áreas sujeitas a mobilização intensiva ou degradação apresentam stocks significativamente mais baixos, enquanto sistemas de cobertura contínua ou gestão extensiva favorecem a acumulação.

O período entre 1995 e 2018 revelou uma reconfiguração territorial substancial. As terras aráveis reduziram-se em 24%, reflectindo o declínio da agricultura cerealífera tradicional. Em paralelo, verificou-se uma expansão significativa das culturas permanentes (sobretudo olivais), favorecida pela instalação do regadio do Alqueva. As áreas de vegetação espontânea, bosques e matos também aumentaram, especialmente nas áreas de solos pobres ou de difícil acesso. Estes padrões espaciais de mudança foram acompanhados por variações nos stocks de carbono: a substituição de terras aráveis por culturas permanentes destacou-se como a trajectória com maior ganho médio de carbono ($5,19 \text{ t C ha}^{-1}$), invertendo a tendência típica de perda associada à intensificação agrícola. Em contraste, a conversão de pastagens para terras aráveis confirmou-se como a transição mais penalizadora, com perdas médias de $-4,03 \text{ t C ha}^{-1}$.

A interpretação destes resultados exige, contudo, uma leitura territorial diferenciada. Nas áreas planas e acessíveis da planície, especialmente Serpa, Moura, Brinches e Pias, a intensificação agrícola segue uma matriz produtiva especializada, associada à industrialização do sistema agrícola e à transformação da paisagem. Aqui, o aumento do carbono superficial não traduz necessariamente uma melhoria funcional dos solos, podendo coexistir com fenómenos de degradação estrutural e homogeneização ecológica. Já na Serra de Serpa e Mértola, o padrão difere: as limitações edáficas, a baixa aptidão agrícola e a realidade socioeconómica condicionam as trajectórias. A intensificação existente, centrada na

reconversão de montados, é local e funcionalmente distinta; o abandono prevalece nas áreas menos acessíveis, promovendo a regeneração espontânea, mas também o declínio dos serviços de ecossistemas de produção de matéria e energia, em detrimento de outros, como a regulação do ciclo do carbono e da água, ou da conservação da biodiversidade.

A Serra destaca-se, assim, como território de excepção dentro da Margem Esquerda do Guadiana: um caso exemplar das problemáticas associadas à gestão do carbono no solo em áreas de menor aptidão agrícola. A sua especificidade ecológica e socioeconómica justifica uma análise autónoma, centrada na compreensão das trajectórias de degradação e recuperação que aí se desencadeiam. É a essa análise que se dedica o próximo capítulo.

V- SERRA DE SERPA E MÉRTOLA: USO E GESTÃO DO SOLO NA CONSERVAÇÃO E DEGRADAÇÃO DE RECURSOS NATURAIS

No contexto da Margem Esquerda do Guadiana, a Serra de Serpa e Mértola apresenta-se como um caso-limite onde solos naturalmente pobres e degradados pelas dinâmicas de uso e gestão ao longo dos últimos séculos, são palco de transformações contrastantes nas últimas décadas: entre a intensificação e o abandono dos montados, passando por casos de sistemas de gestão orientados para a conservação. No contexto dos ecossistemas Mediterrâneos, o carbono orgânico no solo funciona como um indicador sensível das diferentes trajectórias de mudança, reflectindo o resultado acumulado do uso e gestão do solo (Rodeghiero et al., 2011). A análise desenvolvida neste capítulo procura responder a três questões principais:

- Quais os padrões espaciais de carbono orgânico no solo na Serra de Serpa e Mértola e como se relacionam com o uso e ocupação do solo?
- Como variam os processos de acumulação e perda de carbono consoante as trajectórias de intensificação, extensificação e abandono?
- Em que medida os diferentes modos de gestão influenciam os gradientes de degradação ou conservação do solo na Serra?

Para responder a estas questões, este capítulo cruza medições directas de carbono orgânico no solo com informação sobre morfologia, coberto vegetal e trajectórias de uso ao longo das últimas décadas. A primeira parte foca os padrões espaciais e estatísticos das dinâmicas de carbono em função do uso do solo. A segunda parte analisa diferentes formas de gestão de pastagens associadas ao montado da Serra. São apresentados dois exemplos contrastantes: primeiro, três parcelas sob trajectórias distintas de pressão contínua, quer sobre vegetação espontânea, quer em rotação convencional; depois, o caso da rotação de conservação da Herdade de Vale Formoso, cuja trajectória de recuperação permite discutir os limites das actuais normas de conservação e financiamento aplicadas à região.

V.1. Dinâmicas de carbono no solo em diferentes tipos de uso

Amostraram-se 183 pontos em 58 locais na Serra de Serpa e Mértola, distribuídos por diferentes tipos de uso e gestão do solo. Estes pontos foram georreferenciados e cobrem um gradiente representativo das principais trajetórias de transformação da paisagem: usos intensivos (e.g., cereais, áreas degradadas), sistemas de conservação (e.g., pastagens em gestão de conservação), áreas reflorestadas, e sistemas naturais (florestas e matos espontâneos). Este tipo de amostragem permite comparar o impacto de diferentes usos do solo nos stocks de carbono, tal como realizado noutros estudos em ecossistemas Mediterrâneos (Boix-Fayos et al., 2009; Martinez-Mena et al., 2008; Nadeu et al., 2014). A Figura 53 apresenta-se a localização dos pontos, acompanhada de uma representação proporcional do teor de carbono, quer sob a forma de carbono orgânico no solo (%), quer do teor de carbono por área ($t\ C\ ha^{-1}$ a 5 cm de profundidade). Embora a densidade de pontos não permita inferir estatísticas espaciais detalhadas, a sua distribuição revela padrões suficientemente significativos para uma análise preliminar da variação do carbono no solo em função do uso do solo.

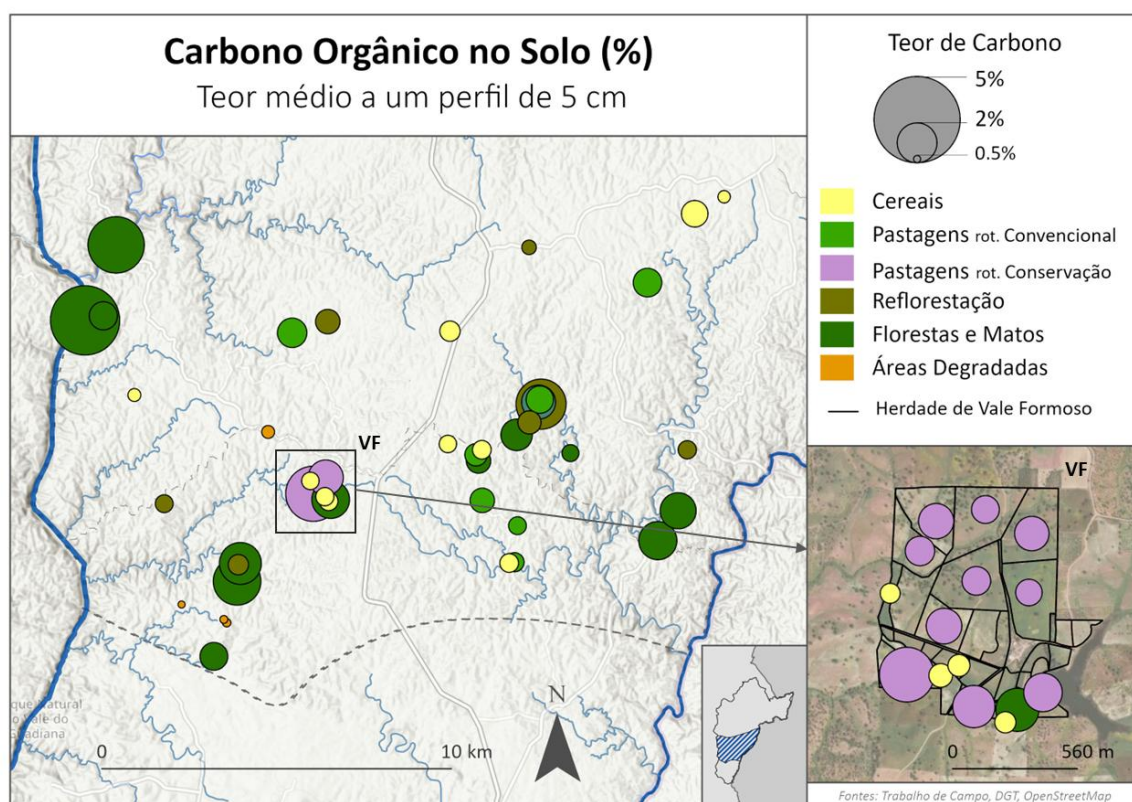


Figura 53 - Carbono orgânico no solo (%) por tipo de uso para os locais amostrados na Serra de Serpa e Mértola e na Herdade de Vale Formoso (VF).

Os primeiros padrões observados são consistentes com as trajetórias de uso do solo anteriormente descritas para a região. Os teores de carbono mais baixos concentram-se nas áreas de cereais e nas parcelas que, devido às evidências de degradação do solo (presença de barrancos, vegetação pouco desenvolvida e solo a descoberto), foram identificadas como 'áreas degradadas'. Estes valores sugerem processos de degradação do solo progressivos, associados à mobilização frequente e sobrepastoreio, que intensificam os processos erosivos e reduzem o fornecimento de matéria orgânica ao solo. Por outro lado, os valores mais elevados surgem nas áreas sob vegetação espontânea (florestas e matos) e nas pastagens sob rotação de conservação. No caso específico dos matos, estes valores elevados resultam provavelmente de um processo prolongado de recuperação ecológica em áreas outrora sujeitas à acção antrópica, muitas vezes em vertentes mais declivosas e áreas de solos pobres ou de difícil acesso, indicando diferentes idades e estados de desenvolvimento da sucessão secundária pós-abandono (Bell, 2021; Weissgerber et al., 2024).

Embora os valores absolutos variem dentro de cada classe de uso, observa-se uma coerência espacial entre o tipo de uso e os teores de carbono, o que reforça a hipótese de que as trajetórias de mudança identificadas no capítulo anterior (intensificação, extensificação ou abandono, IV.3) influenciam directamente a acumulação de carbono nos horizontes superficiais do solo. As práticas de conservação e a vegetação espontânea tendem a estar associadas a teores de carbono superiores, enquanto os usos mais intensivos, mesmo quando enquadrados em regimes de apoio agro-ambiental, evidenciam perdas significativas.

V.1.1. Relação entre uso do solo e teor de carbono

A análise estatística do teor de carbono no solo em função do uso e gestão permite consolidar os padrões preliminares descritos na secção anterior e aprofundar a compreensão das dinâmicas que lhe estão associadas. Para este efeito, consideraram-se três variáveis principais: o carbono orgânico no solo (OC), expresso em percentagem de carbono por peso de solo seco; a densidade aparente (BD), enquanto indicador da estrutura e compactação do solo; e o teor de carbono no solo (SOC), expresso em toneladas de carbono por hectare a uma profundidade de 5 cm ($t\ C\ ha^{-1}$).

V.1.2. Carbono orgânico no solo (OC)

Os valores de carbono orgânico revelam uma distribuição marcadamente diferenciada entre classes de uso (Figura 54). As maiores concentrações ocorrem nas parcelas de florestas e matos, seguidas pelas pastagens em rotação de conservação. Em contraste, os valores mais

baixos situam-se nos cereais e nas áreas degradadas. Esta distribuição é estatisticamente significativa, como indicado pelos resultados do teste de *Kruskal-Wallis* ($p < 0.001$) e da ANOVA ($p < 0.001$). O teste *post hoc* confirma diferenças expressivas entre cereais e os usos menos intensivos, em particular florestas, matos e pastagens de conservação. Estes resultados são consistentes com outros estudos que apontam as terras aráveis, especialmente sob cultivo intensivo, como tendo teores de carbono orgânico significativamente mais baixos do que florestas ou pastagens (Boix-Fayos et al., 2009; Martinez-Mena et al., 2008; Rodeghiero et al., 2011; Romanyà et al., 2010). A classe das pastagens de conservação apresenta, ainda assim, uma variação interna considerável. Esta dispersão poderá estar relacionada com a posição topográfica, a fase da rotação ou a gestão concreta aplicada em cada parcela. As áreas reflorestadas surgem com valores intermédios, marcadas também por uma amplitude significativa, efeito provável da diversidade de idades, espécies e práticas de gestão nestas parcelas.

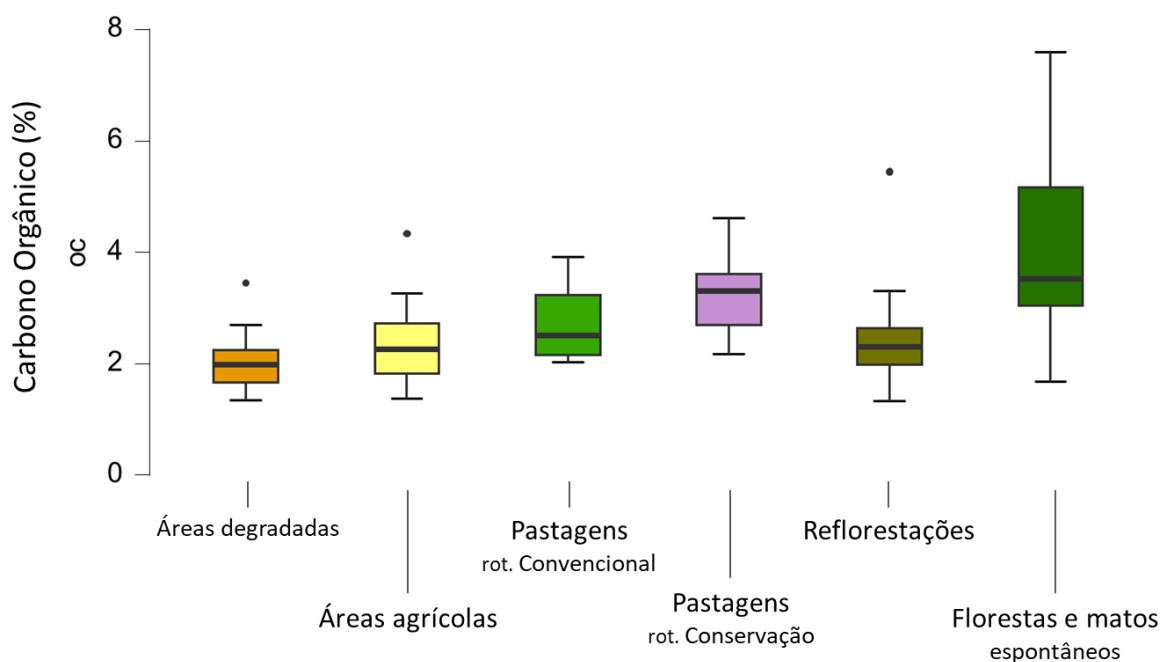


Figura 54 - Teor de carbono orgânico por tipo de uso na Serra de Serpa e Mértola.

A diferença entre as áreas de matos e as de floresta, embora não estatisticamente significativa em todos os testes *post hoc*, indica as diferentes fases da sucessão vegetal: áreas de floresta revelam, em média, teores mais elevados de carbono orgânico, o que poderá reflectir processos mais intensivos de acumulação de matéria orgânica; os matos, embora com valores também elevados, revelam maior variabilidade, provavelmente associada à

heterogeneidade na densidade e idade da vegetação espontânea. Este padrão é coerente com a localização de quase todos estes locais em áreas de difícil acesso, não mobilizadas há décadas. Importa ainda salientar que esta diferença de carbono orgânico se verifica apesar de florestas e matos estarem tendencialmente associados a diferentes tipos de solo na mesma litologia. As parcelas identificadas como florestas estão localizadas nas encostas mais declivosas e próximas ao nível de base (Rio Guadiana), associadas a Litossolos *Ex*, enquanto as áreas de matos se encontram sobretudo nos sectores mais centrais da Serra, associadas aos Luvisolos *Ex*. Estes resultados estão alinhados com estudos que mostram que sistemas naturais promovem uma maior acumulação de carbono devido à protecção do solo e fornecimento contínuo de matéria orgânica e que a recuperação ecológica de áreas abandonadas pode levar a um aumento dos *stocks* de carbono (Bell et al., 2021; Boix-Fayos et al., 2009; Nadeu et al., 2013, 2014). Esta ideia reforça o papel do uso como determinante nas diferenças de carbono orgânico no solo, com as diferenças entre tipos de solo apenas a verificarem-se em situações de uso semelhante (Muñoz-Rojas et al., 2012; Schillaci et al., 2021).

Este padrão pode ser justificado pela distinção funcional entre áreas de matos e áreas de floresta numa paisagem totalmente dominada ora pela acção antrópica, ora por processos secundários de recuperação da vegetação espontânea: áreas hoje ocupadas por floresta não são mais do que áreas que deixaram de ser utilizadas para a actividade humana há mais tempo. Assim, em primeiro lugar, verifica-se um processo provavelmente mais associado a questões ambientais, com o abandono das áreas mais declivosas, de difícil acesso e com maiores limitações edáficas à produção de cereais e pasto. Em seguida, e mais provavelmente associado às tendências de êxodo rural que se verificam desde a década de 1960 e intensificaram com a viragem do século, esse mesmo abandono atinge as áreas menos pobres da Serra, onde as limitações à produtividade também aí existentes são complementadas com as dinâmicas socioeconómicas que se verificaram nas áreas mais com menor aptidão agrícola da Europa ocidental.

V.1.3. Densidade aparente (BD)

A densidade aparente, recolhida em 94 pontos, apresenta uma distribuição menos diferenciada entre usos (Figura 55), mas ainda assim reveladora. Os valores mais elevados concentram-se nas áreas degradadas e cerealíferas, ultrapassando 1.30 g cm^{-3} em alguns

casos, o que poderá indicar compactação excessiva, com consequências negativas para a infiltração de água e desenvolvimento radicular (Martinez-Mena et al., 2008). Por oposição, os valores mais baixos registam-se em florestas e matos, com médias próximas ou abaixo de 1.00 g cm^{-3} . Apesar da escassez de pontos com dados de densidade aparente em florestas ($n = 4$) e matos ($n = 15$), o padrão é coerente com o observado em situações de solo estruturado, não mobilizado e com maior teor de matéria orgânica. Nas pastagens de conservação e áreas reflorestadas os valores são intermédios, com variações que reflectem provavelmente práticas de gestão diferenciadas (lavoura, pisoteio, cobertura vegetal), bem como a posição relativa das parcelas na vertente no caso das pastagens de conservação.

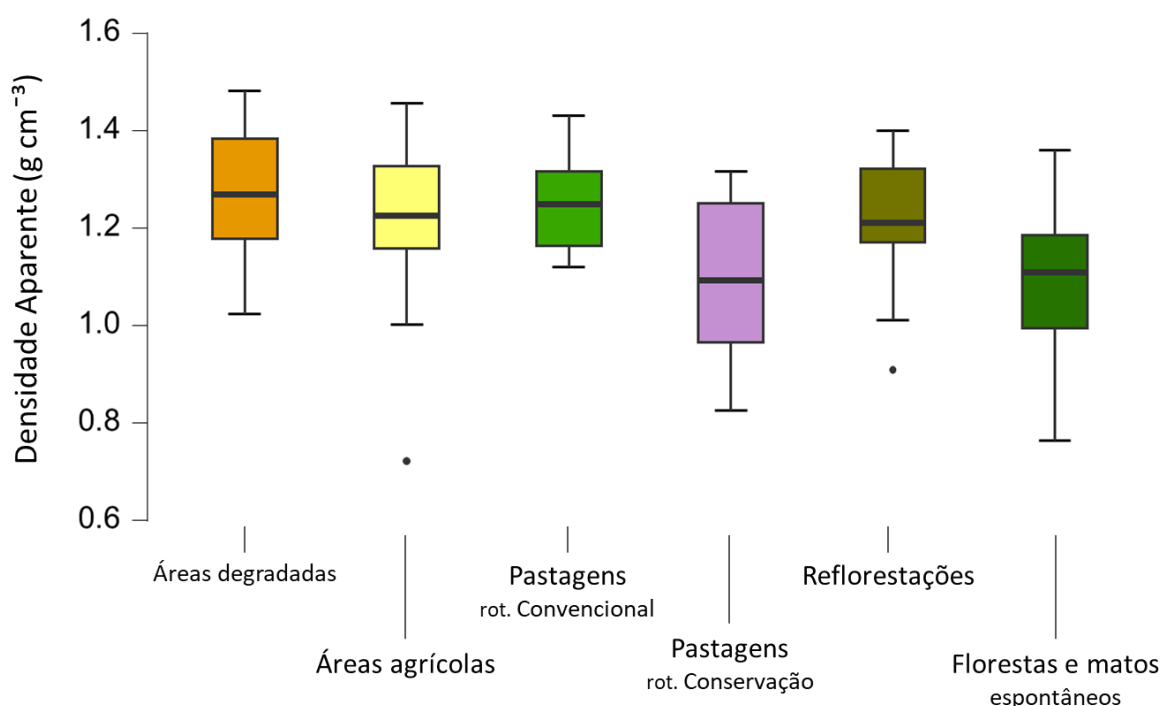


Figura 55 - Densidade aparente por tipo de uso na Serra de Serpa e Mértola.

Os testes estatísticos revelam diferenças significativas (ANOVA $p = 0.001$), com destaque para a distinção entre florestas e usos mais intensivos (cereais, áreas degradadas), embora muitos contrastes não atinjam significância nos testes post hoc, em parte devido à heterogeneidade interna e ao número limitado de observações em certas classes. Importa ainda referir que vários pontos em florestas e matos não foram amostrados para BD, devido à extrema porosidade e dificuldade de extracção sem compactação artificial e distorção dos valores reais de estrutura. Esta limitação é em si indicativa da menor compactação e maior fragilidade da estrutura do solo nestes sistemas.

V.1.4. Teor de carbono no solo (SOC)

Convertendo os teores percentuais de carbono orgânico e integrando a densidade aparente, obtém-se uma estimativa do teor de carbono efectivamente armazenado na camada superficial do solo (SOC) (Figura 56). Esta variável apresenta padrões muito próximos aos de OC, mas com algumas nuances. As pastagens de conservação, seguidas por matos e florestas, apresentam os valores médios mais elevados. As reflorestações mostram novamente uma elevada variabilidade interna, enquanto cereais e áreas degradadas mantêm os valores mais baixos. A análise estatística (ANOVA $p = 0.001$; *Kruskal-Wallis*, $p < 0.001$) confirma a existência de diferenças significativas entre classes de uso.

À semelhança do observado para OC, existe grande variabilidade interna nas diferentes classes. Nas pastagens de conservação, poderá estar ligada a diferenças entre as diferentes fases da rotação, ou factores topográficos e edáficos. Nas reflorestações, a idade das intervenções, frequência de corte ou mobilização do sub-bosque e a composição florística resultante podem explicar parte desta variação. A opção de agrupar florestas e matos na análise de teor de carbono no solo deve-se à limitação de dados de densidade aparente nestes sistemas, mas os valores obtidos reforçam a ideia, sustentada pela literatura, de que os sistemas não mobilizados, mesmo sem gestão activa, tendem a acumular mais carbono (González-Morales et al., 2025; Hernández-Alonso et al., 2023; Sardans & Peñuelas, 2013).

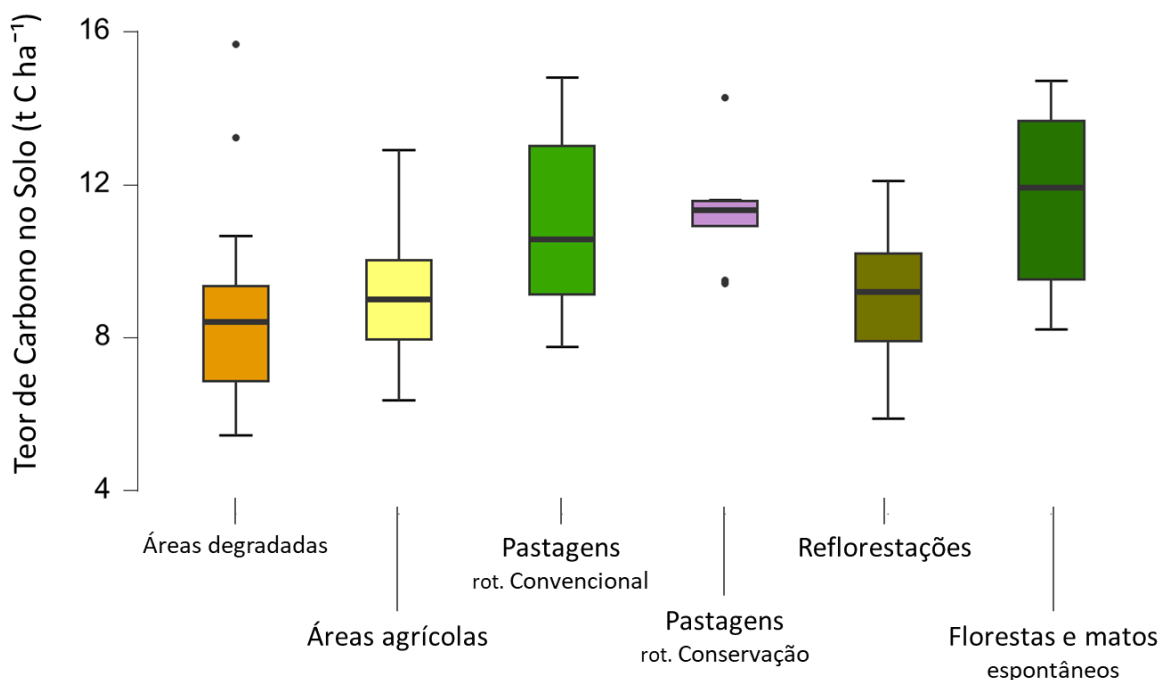


Figura 56 - Teor de carbono no solo por tipo de uso na Serra de Serpa e Mértola.

V.1.5. Síntese da relação uso-carbono

Os resultados apresentados e sintetizados na Tabela 9 confirmam a influência directa do uso e da gestão do solo nos teores de carbono superficial. Os sistemas espontâneos ou com gestão de conservação evidenciam uma maior acumulação de carbono, associada tanto a maiores taxas de fornecimento de matéria orgânica à superfície (por exemplo através de coberto vegetal mais denso), como a menores taxas de perda de carbono por processos erosivos ou oxidativos (por exemplo através da menor frequência de mobilização do solo). Em oposição, os usos mais intensivos, revelam baixos teores de carbono e maiores indicadores de compactação ainda que integrados em regimes de apoio agro-ambiental. A variabilidade interna observada em várias categorias sublinha o papel decisivo da gestão e do historial de uso de cada parcela. Esta heterogeneidade como expressão dos múltiplos factores que moldam a dinâmica do carbono no solo em solos pobres de ambientes semiáridos, como o coberto vegetal, os processos erosivos e o clima.

Tabela 9 - Estatísticas descritivas Carbono orgânico, Densidade aparente e Teor de carbono no solo. Dgr = Áreas degradadas, Cr = Cereais, Pcv = Pastagem rotação convencional, Pcs = Pastagem rotação de conservação, Rfl = Reflorestação, Flm = Florestas e matos.

		Dgr	Cr	Pcv	Pcs	Rfl	Flm
Carbono Orgânico (%)	N =	16	27	13	35	25	33
	$\tilde{x}$	1.99	2.26	2.50	3.30	2.31	3.56
	$\bar{x}$	2.05	2.34	2.70	3.23	2.52	4.19
	σ	0.54	0.66	0.61	0.66	1.01	1.97
	CV	0.26	0.28	0.23	0.20	0.40	0.47
	Min.	1.35	1.38	2.03	2.17	1.33	1.68
	Max.	3.45	4.34	3.91	4.61	5.45	10.93
Densidade Aparente (g cm ⁻³)	N =	16	15	13	10	21	19
	$\tilde{x}$	1.27	1.23	1.25	1.09	1.21	1.11
	$\bar{x}$	1.28	1.22	1.25	1.10	1.22	1.09
	σ	0.14	0.19	0.11	0.17	0.12	0.17
	CV	0.11	0.15	0.08	0.16	0.10	0.15
	Min.	1.02	0.72	1.12	0.83	0.91	0.76
	Max.	1.48	1.46	1.43	1.32	1.40	1.36
Teor de Carbono (t C ha ⁻¹)	N =	16	15	13	10	21	19
	$\tilde{x}$	8.42	9.00	10.57	11.45	9.35	12.20
	$\bar{x}$	8.68	8.94	10.93	11.83	10.05	11.91
	σ	2.67	1.66	2.41	2.21	3.33	2.41
	CV	0.31	0.19	0.22	0.19	0.33	0.20
	Min.	5.45	6.35	7.76	9.43	5.89	8.21
	Max.	15.68	12.91	14.79	16.84	19.46	16.28

V.1.6. Relação entre densidade aparente e carbono orgânico

A relação entre a estrutura física do solo e a sua capacidade de reter matéria orgânica constitui um dos mecanismos centrais nas dinâmicas de carbono no solo em ambientes semiáridos. Neste contexto, analisou-se a associação entre o carbono orgânico no solo (OC) e a densidade aparente (BD), enquanto *proxy* da compactação e estrutura do solo. Esta análise permite não só aferir o estado físico do solo sob diferentes tipos de uso, como também identificar processos que podem comprometer o sequestro de carbono e, por consequência, o fornecimento de serviços de ecossistema do solo.

A relação global entre carbono orgânico e densidade aparente revela um padrão negativo significativo: teores mais elevados de carbono orgânico tendem a coincidir com valores mais baixos de densidade aparente. Este resultado é coerente com o papel estrutural da matéria orgânica, que aumenta a porosidade do solo e reduz a sua compactação, facilitando a infiltração e o desenvolvimento radicular. O ajuste linear simples para o conjunto de todos os pontos amostrados confirma esta tendência, com um coeficiente de determinação considerável ($R^2 = 0.408$) e intervalo de confiança estreito (Figura 57).

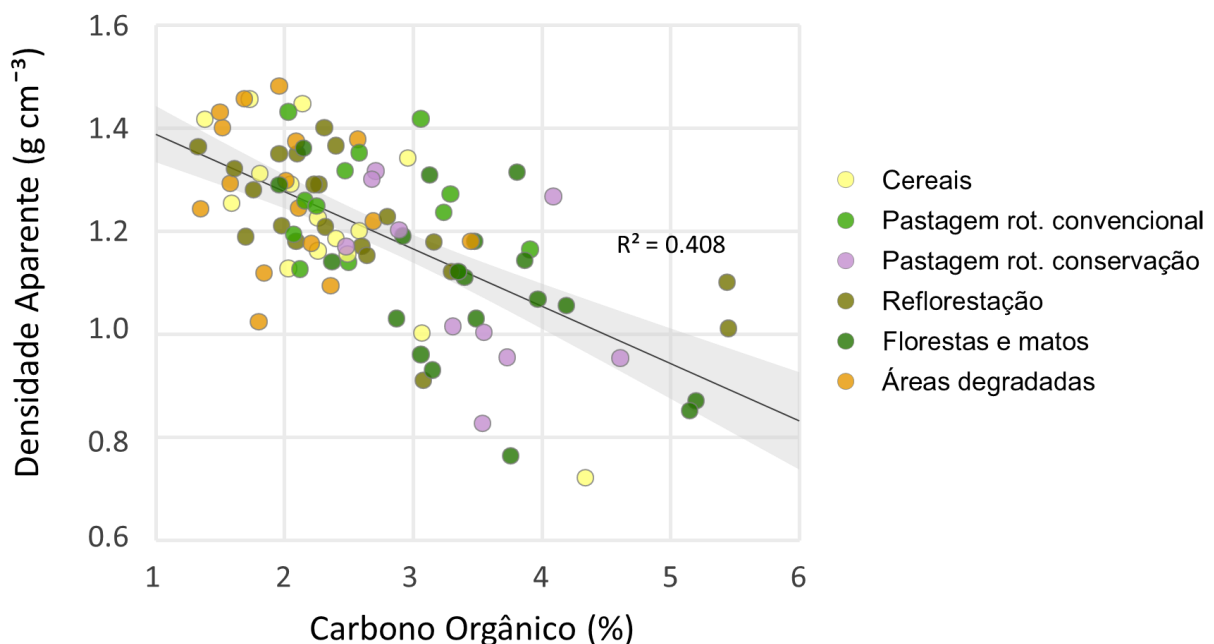


Figura 57 - Gráfico de dispersão entre Carbono Orgânico e Densidade Aparente

Ao desagregar a análise por tipo de uso e gestão, observam-se padrões diferenciados, que evidenciam a influência do historial de uso e gestão sobre a relação entre as características estruturais e o teor de carbono no solo (Figura 58). Nos cereais, verifica-se uma

relação negativa forte ($R^2 = 0.66$), sugerindo que as práticas convencionais associadas à produção cerealífera, como a mobilização frequente, contribuem simultaneamente para o aumento da densidade e para a perda de carbono no solo. Esta conclusão contrasta com a hipótese de que os solos lavrados seriam menos densos devido à desagregação das partículas: no campo, ao recolher uma amostra de solo nos cereais, a reduzida compactação é evidente ao longo de todas as estações do ano, no entanto, no laboratório, os valores de densidade são bastante elevados. Isto sugere que a lavoura intensiva, ao promover a erosão da fracção orgânica, contribui para uma densificação relativa da camada activa, composta cada vez mais por partículas minerais. A densidade aparente esconde, assim, um perfil empobrecido e denso, revelando uma degradação funcional não evidente em primeira análise.

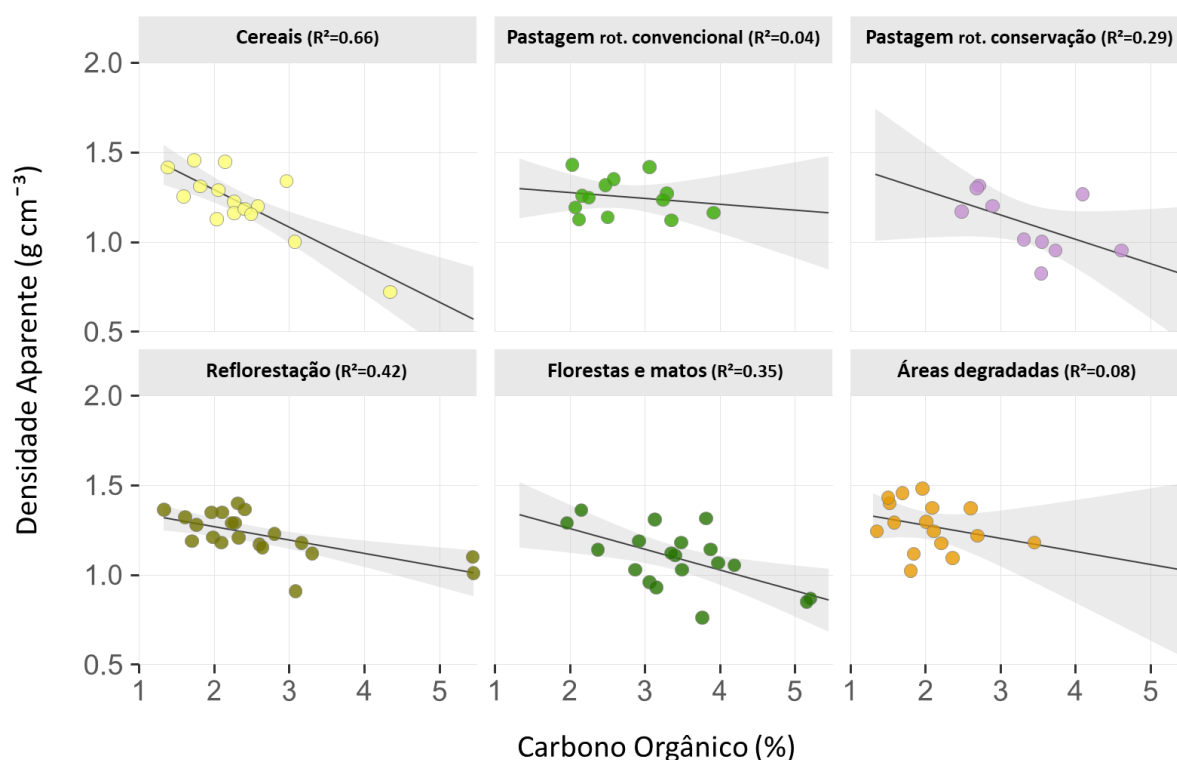


Figura 58 - Gráficos de dispersão entre Carbono Orgânico e Densidade Aparente em diferentes tipos de uso.

A situação é semelhante nas áreas reflorestadas, onde a relação também é significativa ($R^2 = 0.42$), embora com maior variabilidade interna, provavelmente justificada pela idade das intervenções e o tipo, intensidade e frequência das práticas de mobilização ou controlo do sub-bosque. Por definição, as áreas de reflorestação têm o potencial de conter teores de carbono no solo semelhantes aos bosques espontâneos e aos matos, por terem efectivamente ocupações semelhantes: vegetação dominante do estrato arbóreo, e o potencial de

crescimento de sub-bosque que fornece continuamente matéria orgânica ao solo. No entanto, a reflorestação acaba por ser uma forma activa de gestão do uso do solo, possibilitando diferentes abordagens, seja por vontade ou iniciativa do proprietário, seja por imposição legal. Por um lado, existem limites ao crescimento do sub-bosque determinados por lei, como forma de medida de prevenção de incêndios florestais. A frequência e intensidade dessas intervenções pode variar entre o desbaste ligeiro do mato e a mobilização e remoção total da vegetação (Figura 59). A primeira opção mantém com limites o fornecimento de matéria orgânica ao solo, enquanto a segunda não só termina com o processo de fornecimento de matéria orgânica como intensifica processos erosivos que aceleram a sua perda.

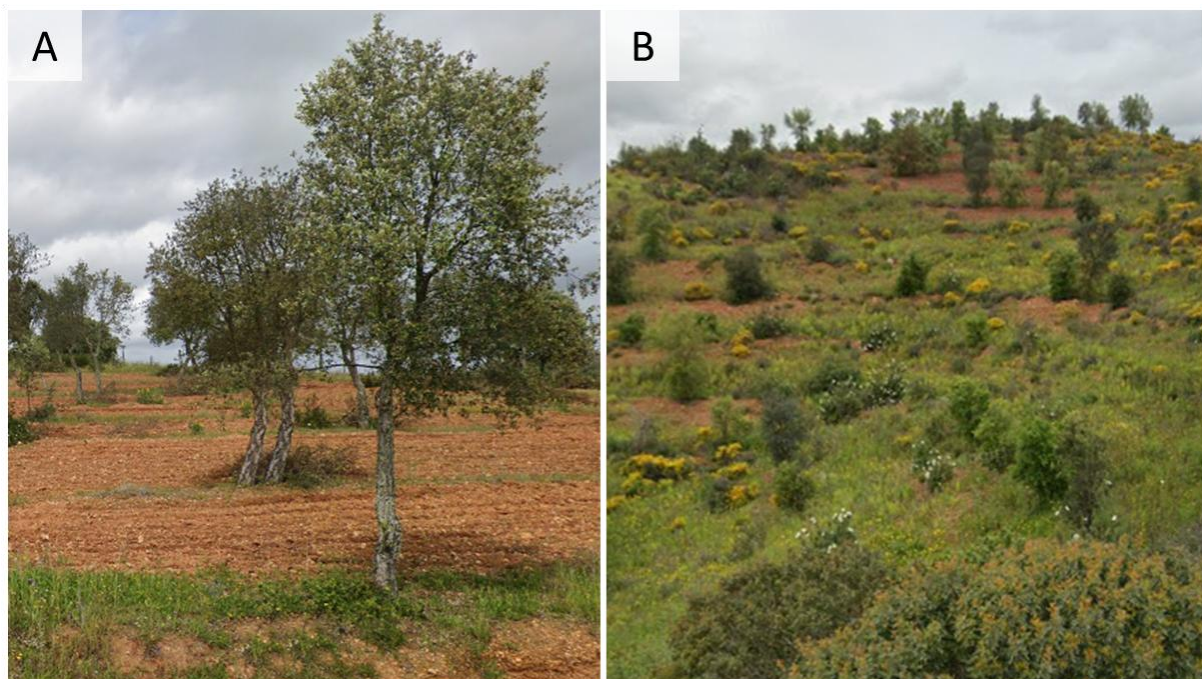


Figura 59 - Exemplo de uma reflorestação frequentemente lavrada (A) e outra com crescimento do sub-bosque (B). Imagens capturadas em abril de 2024 (fonte: Google Streetview).

Nas pastagens com rotação de conservação, embora os valores de carbono orgânico sejam geralmente mais elevados, a relação com a densidade aparente é menos marcada ($R^2 = 0.29$). Esta dispersão poderá reflectir a diversidade de fases do sistema de rotação ou a influência de factores topográficos e edáficos, como a posição na vertente ou a textura do solo. Já nas pastagens com rotação convencional, a associação é praticamente inexistente ($R^2 = 0.04$), sugerindo um estado estrutural intermediário, mas pouco estável, possivelmente

afectado por práticas mais intensivas de mobilização e encabeçamento⁴³. Nas florestas e matos, a tendência negativa mantém-se ($R^2 = 0.35$), mas a variabilidade interna é superior, o que pode ser explicado pela ausência de perturbação antrópica recente e pela diversidade estrutural e funcional destas áreas, com florestas mais antigas e matos mais recentes. Por fim, nas áreas degradadas, a relação entre carbono orgânico e densidade aparente é praticamente nula ($R^2 = 0.08$), o que poderá indicar um colapso estrutural do solo, com perda da função ecológica e desorganização dos processos básicos de acumulação e retenção de carbono.

Importa salientar que a densidade aparente, apesar da sua utilidade como indicador, apresenta limitações de aplicação em determinados contextos. Vários pontos localizados em florestas e matos não puderam ser amostrados devido à extrema fragilidade e porosidade do solo, impossibilitando a extracção da amostra com cilindro sem perturbação. Esta limitação, por si só, constitui um sinal relevante da diferença estrutural desses sistemas em relação aos restantes: solos pouco mobilizados, com alta incorporação de matéria orgânica e baixa compactação superficial. A presença de tais condições, ainda que difíceis de quantificar em alguns casos, contribui para uma leitura qualitativa importante do estado de conservação do solo.

No seu conjunto, os resultados apresentados confirmam que a estrutura do solo influencia diretamente a acumulação de carbono e é simultaneamente condicionante e resultado das práticas de gestão. Sistemas de conservação ou em regeneração espontânea tendem a manter uma estrutura mais porosa e uma maior acumulação de carbono, enquanto os usos intensivos, mesmo com alguma cobertura vegetal, revelam sinais de compactação e menor capacidade de retenção. A relação OC-BD constitui, assim, uma janela interpretativa para o efeito das práticas de gestão do solo sobre os processos edáficos fundamentais e um potencial indicador do equilíbrio entre uso e conservação em solos frágeis como os da Serra de Serpa e Mértola. Para além disso, as análises anteriores demonstram que as diferenças no teor de carbono e na estrutura do solo não se explicam apenas pelo tipo de uso, mas também pelas práticas de gestão associadas a cada sistema. As secções seguintes aprofundam essa dimensão, analisando dois casos de gestão contrastante sobre o mesmo uso: as pastagens em

⁴³ Neste estudo, todas as áreas de pastagem e cereais estão associadas a montado, sobretudo de azinho, que é o modo de exploração mais comum na Serra de Serpa e Mértola, não havendo praticamente registos de terrenos com produção de cereais ou forragens que não estejam associadas a este sistema.

regime intensivo e em rotação de conservação, explorando os seus efeitos sobre o solo em contextos edáficos e topográficos semelhantes.

V.2. Casos de estudo: a influência da gestão na erosão e teor de carbono no solo

Os resultados anteriormente apresentados demonstraram que os teores de carbono no solo e, em certa medida, a densidade aparente, variam significativamente entre tipos de uso. No entanto, também se verificou que dentro de uma mesma classe de uso, se verifica uma importante variabilidade interna que parece resultar de diferentes práticas de gestão. Por essa razão, esta secção analisa em detalhe dois casos de estudo onde os contrastes de gestão resultam em dinâmicas de carbono no solo bastante distintas, centrando-se nas pastagens em sistemas do montado, o uso dominante na Serra de Serpa e Mértola, e o principal alvo das trajectórias de mudança identificadas no capítulo anterior (IV.3). O montado, enquanto paisagem agro-silvo-pastoril tradicional, representa o principal mosaico de uso na região e concentra o maior número de parcelas em diferentes estados de intensificação ou conservação. Neste contexto, as pastagens associadas ao montado oferecem o exemplo mais relevante para comparar os efeitos da gestão sobre os processos ecológicos do solo. Para isso, são analisados dois blocos contrastantes: 1) três parcelas sob gestão convencional, marcadas por padrões de degradação do solo; 2) a rotação de conservação nas parcelas da Herdade de Vale Formoso, focada no coberto vegetal permanente, redução da mobilização e gestão do encabeçamento.

V.2.1. Pastagens sob pressão: erosão, compactação e perdas de carbono

A análise dos dados apresentados anteriormente revelou que para além do uso, as práticas de gestão do solo são determinantes fundamentais na estrutura e no teor de carbono orgânico na camada superficial do solo. Nesta secção, esta relação é analisada com maior detalhe, tomando como exemplo algumas áreas degradadas identificadas na Serra de Serpa e Mértola ao longo dos últimos anos. A análise baseia-se em três parcelas analisadas noutro estudo⁴⁴, centrado na avaliação dos processos de erosão na Serra de Serpa e Mértola. Nesse trabalho, foram combinadas imagens de alta resolução, séries temporais de NDVI e dados de campo para identificar trajectórias de uso e estimar volumes de erosão por ravinamento em terrenos sujeitos a intensificação e abandono parcial.

⁴⁴ Roxo, M. J., Cerqueira, H. M., & Calvo-Cases, A. (2023). The role of land use and land cover changes in triggering soil losses in the SE Alentejo, Portugal. *Land Degradation & Development*, 34(18), 5954–5968. <https://doi.org/10.1002/ldr.4889>

Os exemplos escolhidos (G1, G7 e G13) são ilustrativos de um paradoxo que atravessa grande parte da Serra de Serpa e Mértola: áreas que obedecem formalmente aos critérios definidos para o financiamento agro-ambiental, como limites ao encabeçamento e à mobilização, apresentam, no terreno, padrões evidentes de degradação do solo. As análises realizadas mostram que algumas destas áreas com trajectórias híbridas, que combinam abandono parcial com pastoreio contínuo e mobilização esporádica, resultam frequentemente processos erosivos e de degradação do solo (Roxo et al., 2023). A manutenção da elegibilidade ao apoio financeiro com base em critérios com vista à manutenção do valor ecológico do solo contrasta com os resultados obtidos no campo, criando um desfasamento entre o objectivo e o desempenho das normas. As três parcelas em análise nesta secção tiveram, ao longo das últimas décadas, trajectórias distintas, mas um uso declarado semelhante: pastagem. Para além de ocuparem áreas mais pobres e degradadas da Serra, todas beneficiam de financiamento público no âmbito dos Pagamentos Natura 2000, inseridas na Área Condicionada Tipo 2 do Vale do Guadiana que pressupõe restrições de não florestação de terras agrícolas e restrição à intensificação da actividade agrícola. Ou seja, são áreas cuja gestão agrícola está a ser financiada com o intuito de ter em conta a preservação dos valores naturais, garantindo a conservação da biodiversidade, a manutenção das funções do solo e dos recursos hídricos.

A influência das práticas de gestão nos processos à superfície

As parcelas G1 e G7 partilham um historial idêntico: até ao início dos anos 2000, funcionaram como pastagens em rotação convencional, mas com o progressivo abandono da actividade agrícola em alguns sectores da Serra desde o início do século, estas áreas deixaram de ser mobilizadas com tanta regularidade, permitindo algum desenvolvimento da vegetação espontânea. No entanto, a sucessão ecológica não foi suficiente para regenerar o solo: o coberto vegetal manteve-se limitado pela degradação prévia, pela manutenção do pastoreio e pela mobilização esporádica do solo (Figura 60). Esta trajectória híbrida, nem completamente activa nem verdadeiramente abandonada, teve como efeito a limitação do fornecimento consistente de matéria orgânica ao solo, sem que se produzissem as condições necessárias para a sua regeneração estrutural. A ausência de coberto vegetal denso reflecte-se também nos baixos valores médios de NDVI registados entre 2019 e 2024, confirmando a limitação na produtividade primária e, por extensão, na incorporação de matéria orgânica no

solo. Enquanto G1 e, sobretudo, G7 seguiram trajetórias de abandono parcial com vegetação espontânea, G13 manteve-se sob uso agrícola convencional, primeiro com cereal e depois com pastagem em rotação convencional, sendo as mais comuns as variações de Cereal-pousio com ou sem período de leguminosa.

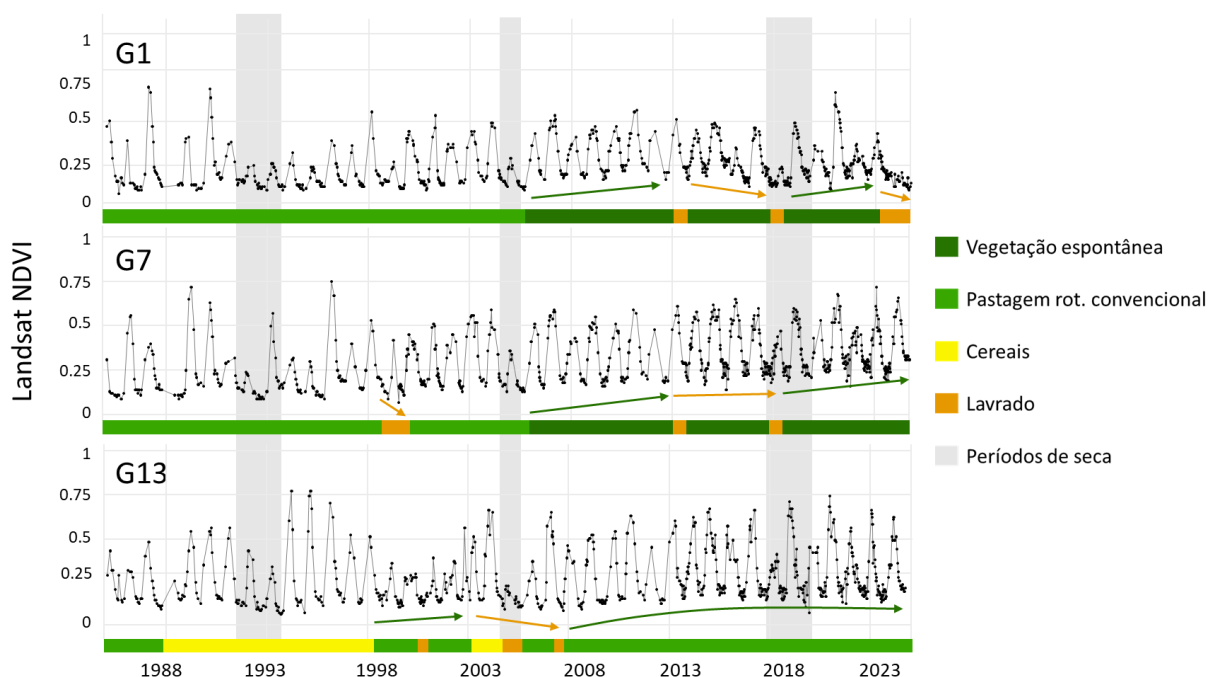


Figura 60 - Sequência multitemporal de NDVI para as três parcelas em estudo com base em imagens Landsat 5, 7, 8 e 9.

Ao contrário do que ocorre nos sistemas lavrados anualmente, as áreas de pastoreio contínuo não beneficiam de mobilizações frequentes que desagreguem mecanicamente as partículas do solo, o que reduz a disponibilidade de sedimentos soltos para serem transportados pela acção da erosão hídrica. Ao mesmo tempo, o pastoreio intensivo limita o desenvolvimento da vegetação herbácea, impedindo a formação de um coberto denso e com capacidade de protecção do solo, enquanto o pisoteio contribui para a compactação superficial, o que reduz ainda mais a infiltração e aumenta o volume de escorrência superficial. Esta escorrência, ao concentrar-se nos fundos de vale, adquire energia suficiente para desencadear processos erosivos importantes, culminando na formação de ravinas: observam-se hoje nestas parcelas ravinas activas com volumetrias significativas: cerca de 20 m³ em G1 ao longo de 290 metros de extensão e 12 m³ em G7 (162 m), com uma produção de sedimentos estimada de 566.3 e 80.6 g m⁻² y⁻¹. Contudo, os sedimentos exportados em processos erosivos tendem a ser mais pobres em carbono do que a situação de origem, revelando que a erosão pode contribuir para o empobrecimento progressivo da camada

superficial (Nadeu et al., 2011, 2012). Estes padrões não resultam de eventos isolados, mas de processos cumulativos, agravados pela persistência de coberto vegetal reduzido e pela incapacidade do solo em reter eficazmente a água da chuva.

A parcela G13 oferece um contraponto relevante, uma vez que tem sido continuamente gerida, primeiro com cereais e mantendo-se até hoje com pastagem em rotação convencional. A mobilização superficial do solo é feita com alguma frequência como forma de renovação do pasto, assegurando, ainda que de forma limitada, uma disponibilidade constante de sedimentos que preenchem temporariamente os fundos de vale. Esta prática atenua a incisão dos fundos de vale, como o demonstra o volume de ravina observado (apenas 7 m³), e contribui para a manutenção de uma cobertura herbácea minimamente contínua. A Figura 61 ilustra a intensidade de processos erosivos nas parcelas G1 e G13.

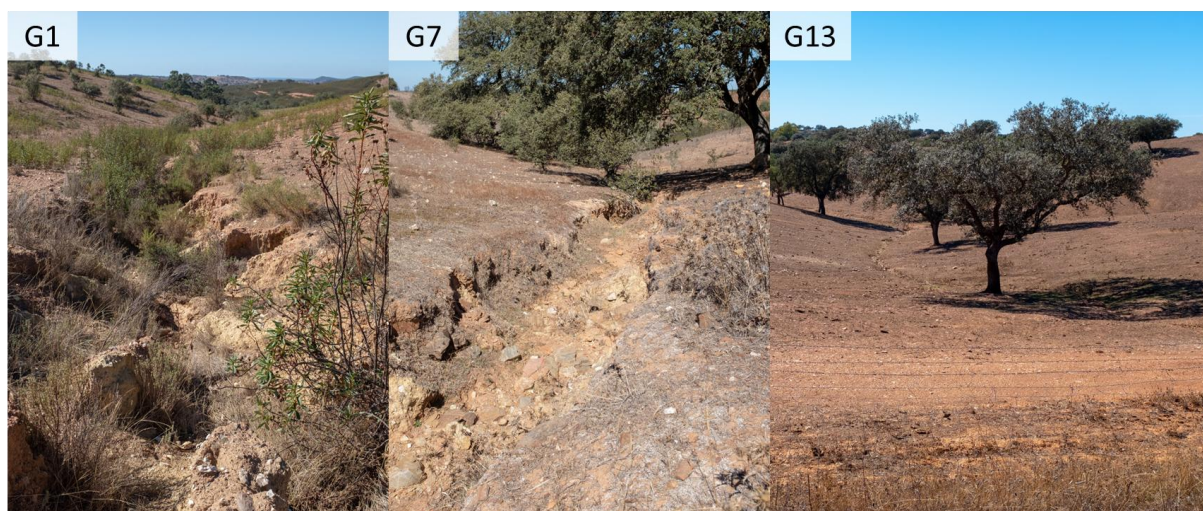


Figura 61 - Ravinamento nas parcelas G1 (permanente, acentuado), G7 (permanente, menos acentuado pelo menor declive e frequência de mobilização) e G13 (periodicamente preenchido por sedimentos resultantes de mobilizações).

Dinâmicas de carbono em diferentes áreas degradadas

A relação entre carbono orgânico e densidade aparente nas três parcelas (Tabela 10) permite reforçar os padrões já observados de forma integrada. G1 e G7 combinam teores baixos de matéria orgânica (1.65–1.9%) com densidades relativamente elevadas (1.20–1.38 g cm⁻³), sinalizando estados avançados de degradação estrutural. Em G1, o ravinamento profundo e bem definido confirma o colapso funcional do solo, enquanto em G7, embora com historial semelhante, o desenvolvimento recente da vegetação sugere uma trajectória de recuperação parcial do coberto, provavelmente associada à redução do pastoreio e à ausência de mobilização recente. G13 oferece um contraste relevante: mantém uma mobilização algo

regular, o que limita a incisão e assegura alguma estabilidade superficial (apenas 7 m³ de ravina ao longo de 132 metros), mas o solo revela-se estruturalmente comprometido. Com um teor de carbono orgânico de 2.77% e densidade aparente de 1.22 g cm⁻³, os dados apontam para uma compactação relevante, provavelmente associada ao pisoteio e à falta de incorporação de matéria orgânica fresca. A produtividade primária estimada por NDVI em G13 é inferior a G7, o que indica uma recuperação mais contida, apesar da aparência mais homogênea do coberto herbáceo.

Tabela 10 - Características edáficas e morfológicas das três parcelas analisadas, com base na amostragem de campo e séries NDVI. OC = carbono orgânico, BD = densidade aparente, SOC = teor de carbono no solo, NDVI = valor médio dos anos anteriores à recolha de amostras (2019/20 a 2023/24), θ = o declive da ravina, V_g = volume da ravina, L_g = comprimento da ravina.

	Trajectória de gestão	OC (%)	BD (g/cm ³)	SOC (t C/ha ⁻¹)	NDVI	θ (°)	V (m ³)	L (m)
G1	Pastagem rotação convencional → Vegetação espontânea c/ pastoreio e mobilização frequente	1.67	1.31	7.1	0.22	11	20	290
G7	Pastagem rotação convencional → Vegetação espontânea c/ menor pressão	1.85	1.38	8.3	0.36	13	12	162
G13	Cereais → Pastagem rotação convencional	2.77	1.22	11.0	0.32	16	7	132

No seu conjunto, estas três parcelas exemplificam como diferentes trajectórias de intensificação podem conduzir a padrões distintos de degradação. A ausência de mobilização em G1 e G7 não significou regeneração, mas antes o colapso funcional de um solo já fragilizado, apesar da aparente recuperação da vegetação em G7, menos pastoreado, ainda que não acompanhado por um aumento no teor de carbono orgânico. Apesar de manter um coberto mais denso, G13 não evidencia sinais de regeneração edáfica profunda: a compactação e os valores modestos de produtividade primária sugerem um sistema estabilizado à superfície, mas ecologicamente limitado. Ambas as trajectórias resultam da mesma lógica de gestão: manter a superfície agrícola activa a todo o momento, mesmo que isso comprometa, a médio prazo, a conservação do solo. Ou seja, a degradação não resulta apenas da intensificação, mas da conjugação de fragilidade estrutural, ausência de repouso ecológico e gestão sem objectivos explícitos de conservação.

Apesar das diferenças entre G1, G7 e G13, todas estas trajectórias partilham um denominador comum: a ausência de estratégias activas de conservação do solo. A mobilização

pontual, a redução parcial do pastoreio ou a manutenção da actividade agrícola convencional revelaram-se insuficientes para travar os processos cumulativos de degradação, apesar dos limites introduzidos pelo enquadramento destas áreas como zonas de protecção da natureza, com restrições legais à intensificação e compromissos agro-ambientais associados, e pelos critérios de acesso a financiamento no âmbito da produção integrada. Apesar de tudo, estes critérios formais falham em garantir a manutenção de indicadores de conservação do solo, como o teor de carbono, a capacidade de retenção de água e infiltração, estabilidade estrutural ou a protecção contra a erosão. Os sinais de recuperação, onde existem, são frágeis e superficiais. No entanto, existem na Serra de Serpa e Mértola sistemas produtivos que adoptam práticas de gestão focadas na melhoria estrutural do solo e na manutenção de um coberto vegetal permanente. A secção seguinte analisa um desses casos onde se observa uma trajectória oposta: a Herdade de Vale Formoso.

V.2.2. Pastagens de conservação: Herdade de Vale Formoso

Na Serra de Serpa e Mértola, as áreas de pastagem estão sobretudo associadas a rotações cereal-pousio (com o gado a pastar durante o ano de pousio ou no restolho do cereal) ou a áreas de vegetação espontânea permanentemente pastoreada e frequentemente mobilizada para controlo de espécies arbustivas. O sistema de gestão de conservação da Herdade de Vale Formoso assenta numa lógica distinta: manter um coberto herbáceo persistente através de uma rotação longa e mobilização limitada.

A rotação inclui um ano de culturas forrageiras (aveia, vicia ou azevém), dois anos de tremocilha para sideração (um semeado e outro espontâneo), seguidos de sete anos de trevo subterrâneo em regeneração natural. Os cerca de 83 ha da Herdade estão divididos em parcelas de 1 a 8 hectares que, para além da rotação de conservação, estão ocupadas por Florestas e matos (um repovoamento de sobreiros anterior aos anos 1940), várzeas para hortas e pomares, bem como os talhões do Centro Experimental de Erosão. A rotação suporta um efectivo ovino de 300 a 350 cabeças (45-50 cabeças normais, CN⁴⁵) uma média de 4 cabeças por hectare (0.6 CN ha⁻¹). No entanto, a gestão do percurso destes animais significa que chegam a estar mais de 200 animais em simultâneo numa parcela, criando um encabeçamento aproximado de 4 a 10 CN ha⁻¹.

⁴⁵ DL n.º 81/2013, de 14 de Junho, Anexo II.

A título de exemplo, as normas de acesso aos apoios para a produção integrada⁴⁶ determinam limites ao encabeçamento de 2 CN ha⁻¹ de superfície forrageira, para evitar o sobrepastoreio, proteger o solo e assegurar que as explorações beneficiárias mantêm práticas compatíveis com a conservação dos ecossistemas. Nas áreas degradadas exploradas anteriormente, estes encabeçamentos de conservação aparentam ser cumpridos: cruzando o número de cabeças presentes à data do Ortofotomapa com o limite e área da parcela registados no Sistema de Informação Parcelar (iSIP⁴⁷), foi possível estimar 1.36 CN ha⁻¹ para um exemplo (45 bovinos numa parcela de 33 ha). Portanto, duas parcelas com o mesmo uso do solo e abrangidas pelas mesmas normas de acesso ao financiamento podem ter formas de gestão muito diferentes, não só pela rotação e espécies associadas, mas também pela divisão da parcela e a gestão do encabeçamento no seu percurso pelo pasto.

A divisão da Herdade de Vale Formoso e a gestão do encabeçamento e permanência do gado está em linha com as práticas do chamado ‘maneio holístico’: grandes encabeçamentos por períodos curtos em espaços pequenos sob rotação, criando condições para melhorar a capacidade de retenção de água, o sequestro de carbono e, por conseguinte, a fertilidade e capacidade de adaptação a condições ambientais desfavoráveis⁴⁸. O resultado é um uso extensivo do solo que evita a exposição da camada superficial à erosão, reduz a necessidade de mobilização, favorece a infiltração de água e assegura um fornecimento contínuo de matéria orgânica, tanto aérea como radicular. Ao manter a estabilidade estrutural do solo e promover uma ciclagem activa da matéria orgânica, esta rotação distingue-se dos sistemas convencionais, onde o solo é frequentemente deixado nu entre culturas, e das áreas de vegetação espontânea frequentemente mobilizadas, cuja estrutura frágil é frequentemente perturbada tanto pelo gado como pelo ser humano.

A Herdade de Vale Formoso oferece um exemplo representativo de sistema agro-pecuários gerido segundo práticas de conservação. O objectivo desta secção é avaliar de que forma a gestão de conservação influencia os teores de carbono orgânico no solo (OC),

⁴⁶ Regras e Informações Básicas - IFAP, disponível em <https://www.ifap.pt/portal/prodi-regras>

⁴⁷ iSIP - Serviços de dados geográficos disponibilizados pelo IFAP, disponível em <https://www.ifap.pt/isip/ows/>

⁴⁸ O maneio holístico começou no Zimbabwe como um conceito de gestão do pastoreio para conservar o solo e a água e garantir co-benefícios socioeconómicos em áreas de menor aptidão produtiva que hoje evoluiu para um modelo de negócio com marca registada.

testando a hipótese de que essa gestão é o principal factor diferenciador, mais relevante do que a posição topográfica ou a variabilidade climática intra-anual. Para isso, foram integrados dados de solo, séries temporais de NDVI Sentinel-2, precipitação diária e variáveis topográficas extraídas de MDT de alta resolução. Foram recolhidas amostras de solo em 34 pontos distribuídos por dez parcelas sob rotação de conservação, entre Novembro de 2021 e Agosto de 2022 (Figura 62). O carbono orgânico foi medido em quatro campanhas sazonais (Novembro, Fevereiro, Maio e Agosto), e o NDVI foi calculado para o pixel correspondente a cada ponto de amostragem. A precipitação foi obtida a partir de uma estação meteorológica local e comparada com a resposta da vegetação observada via NDVI.

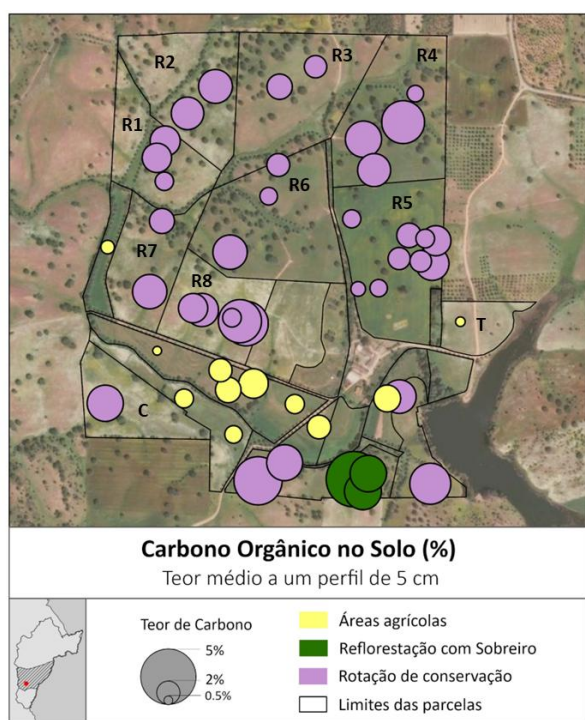


Figura 62- Localização das parcelas e pontos de amostragem na Herdade de Vale Formoso.

Estabilidade intra-anual e protecção do solo

Os valores de carbono orgânico revelaram-se consistentemente elevados em todas as parcelas, com baixa variabilidade interna (Figura 63). O mês de Maio apresentou o menor coeficiente de variação, sendo utilizado como referência para análises de regressão. Testes de *Kruskal-Wallis* indicaram que não há diferenças estatisticamente significativas entre as campanhas de amostragem ($p = 0.142$), o que sugere estabilidade intra-anual dos teores de OC. Essa estabilidade é interpretada como reflexo da gestão de conservação, que assegura cobertura vegetal permanente e input contínuo de matéria orgânica.

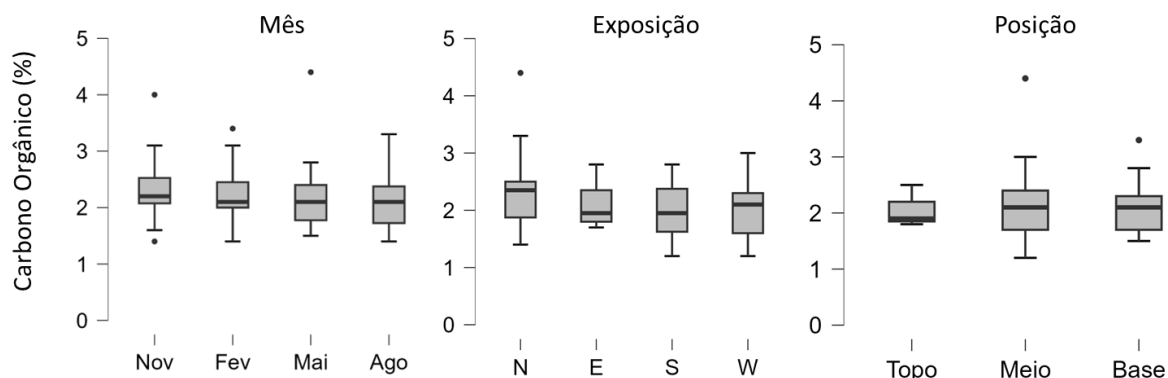


Figura 63 - Teor de carbono para as amostras na rotação da Herdade de Vale Formoso, agrupadas pelo mês de amostragem (todas as campanhas ocorreram nos dias 14 ou 15 do respectivo mês), exposição e posição na vertente.

A ausência de variação significativa nos teores de carbono orgânico ao longo do ano agrícola, mesmo num ano marcado por uma estação seca atípica entre Fevereiro e Maio, traduz-se num sinal da resiliência dos sistemas de conservação. A Figura 64 permite constatar que esta estabilidade é visível no terreno: A parcela A, sujeita a rotação de conservação, mantinha uma cobertura herbácea densa e contínua mesmo em Abril, contrastando fortemente com a parcela B, imediatamente adjacente, onde o gradiente de degradação da gestão convencional resultou numa quase total exposição do solo. As curvas de NDVI e precipitação (Figura 64-A e B) reforçam essa diferença: apesar de a manutenção do coberto vegetal ser determinada pela disponibilidade hídrica, a magnitude da redução perante um período seco é fortemente influenciada pelas práticas de gestão.

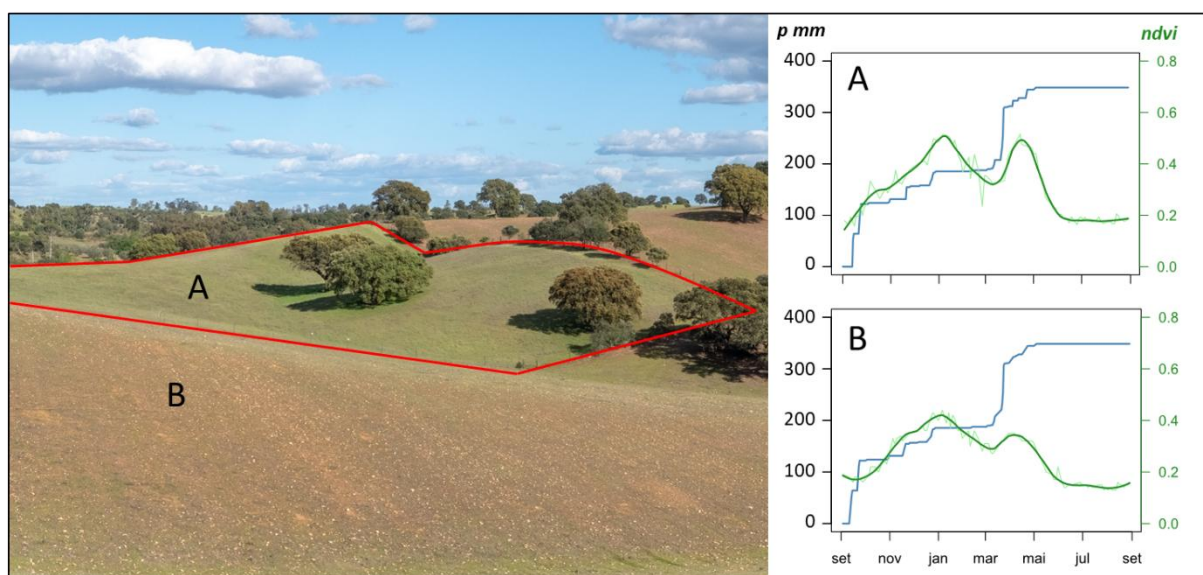


Figura 64 -Comparação entre o coberto vegetal numa parcela em rotação de conservação na Herdade de Vale Formoso (A) e uma parcela vizinha em rotação convencional (B). A fotografia à esquerda, tirada em Abril de 2022, captura a diferença no índice de vegetação entre as duas parcelas representadas no gráfico à direita, referente ao ano de 2021/22.

O papel residual das variáveis topográficas na variabilidade do teor de carbono

Do ponto de vista topográfico, não se verificaram correlações significativas entre o teor de carbono orgânico e variáveis como declive, posição na vertente, exposição solar ou índices derivados como *Topographic Position Index* (TPI) e *Terrain Ruggedness Index* (TRI). As regressões múltiplas com variáveis topográficas explicaram apenas cerca de 16% da variabilidade do carbono orgânico ($R^2 \approx 0.16$), confirmando que, neste contexto, o relevo desempenha um papel pouco relevante. A homogeneidade dos valores entre posições de topo, meio e base, bem como entre exposições, reforça a ideia de que a gestão é o principal factor explicativo das diferenças de carbono orgânico com o mesmo tipo de uso do solo.

Este padrão homogéneo dos teores de carbono orgânico entre diferentes posições topográficas, mesmo em áreas com declives acentuados, contrasta com os gradientes de degradação observados noutras partes da Serra, onde a reduzida cobertura vegetal e os processos erosivos induzidos por sobrepastoreio ou mobilização frequente favorecem perdas na camada superficial activa, efeito corroborado por outros estudos (Arnau-Rosalén et al., 2008; Boix-Fayos et al., 2009; Jendoubi et al., 2019; Nadeu et al., 2014; Ruiz-Colmenero et al., 2013). A ausência de mobilização frequente neste sistema de rotação, associada à manutenção quase contínua de coberto vegetal, limita o transporte de matéria orgânica ao longo da vertente e impede a formação de padrões de acumulação significativos nos fundos de vale. Portanto, o sistema de conservação anula a expressão morfológica habitual dos gradientes de degradação verificados na restante área de estudo. A Figura 65 ilustra esta independência com gráficos de dispersão entre carbono orgânico e variáveis como declive, exposição, e posição na vertente, revelando padrões quase aleatórios.

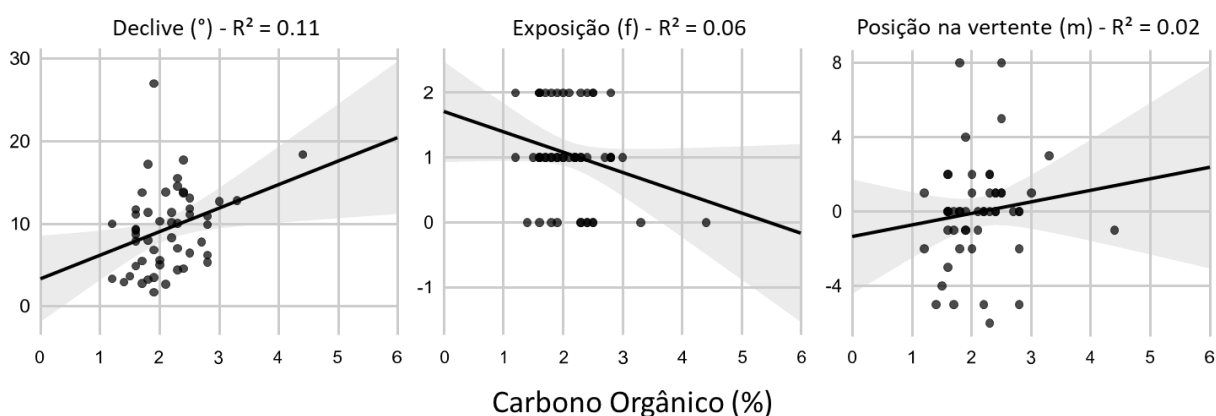


Figura 65 - Gráficos de dispersão entre OC e variáveis topográficas: declive (graus), exposição (factorial, Norte = 0, Este e Oeste = 1, Sul = 2), Posição relativa na vertente (m em relação ao meio, valores positivos = metros em direcção ao topo, valores negativos = metros em direcção ao fundo de vale).

A importância da vegetação no fornecimento de matéria orgânica e estabilização de processos

A análise do NDVI ao longo do ano confirma o padrão esperado para vegetação herbácea: picos associados a episódios de precipitação e respectivo declínio no Verão. No entanto, mesmo entre os eventos de chuva, o NDVI manteve-se relativamente elevado, demonstrando a presença contínua de coberto vegetal. Essa estabilidade da curva de NDVI, cruzada com os valores relativamente elevados de OC, sugere que a vegetação permanente contribui decisivamente para a acumulação de carbono no solo. No entanto, esta não resulta apenas da biomassa aérea visível, mas de um conjunto de mecanismos funcionais associados à manutenção de um coberto vegetal contínuo: redução da exposição do solo à radiação solar directa e à erosão, atenuação da amplitude térmica do horizonte superficial, fornecimento constante de matéria orgânica através dos resíduos vegetais das raízes e exsudatos radiculares, ou a actividade microbiológica. Estas condições favorecem a formação e estabilização de húmus, reforçando o papel das práticas de conservação na ciclagem da matéria orgânica.

Para além da estabilidade inter-anual da resposta espectral, importa considerar os mecanismos subjacentes a essa permanência: a biomassa, viva ou morta (mas não removida), protege o solo da radiação solar directa e modera a amplitude térmica da camada superficial, reduzindo o stress hídrico e favorecendo a actividade microbiológica. Além disso, a presença contínua de raízes activas assegura fornecimento constante de exsudatos e resíduos, criando um microambiente rico em carbono disponível que pode ser estabilizado em agregados.

Comparação com sistemas convencionais e degradados

Como contraste, foi analisado o NDVI anual das três parcelas de pastagens degradadas identificadas anteriormente (G1, G7 e G13). Nessas áreas, observou-se menor resposta do NDVI à precipitação, com valores mais baixos e flutuações acentuadas ao longo do ano. Embora não estejam disponíveis dados de carbono orgânico para essas parcelas ao longo de todo o ano, os padrões de NDVI apontam para menor produtividade primária e coberto vegetal, consistentes com processos de degradação identificados anteriormente. Esta diferença entre áreas conservadas e degradadas é reforçada pela análise da série histórica de NDVI (Figura 66) onde se observa que as parcelas em rotação de conservação, como R1, apresentam maior amplitude e regularidade ao longo do tempo. Já as parcelas degradadas

com historial de rotação convencional (G1, G13) revelam valores mais baixos e padrões mais inconsistentes. Esta maior estabilidade e da resposta da vegetação ao longo de décadas tende a favorecer a acumulação progressiva de carbono no solo, sendo compatível com os níveis observados na amostragem de OC. Os resultados permitem concluir que a gestão de conservação, ao promover um coberto vegetal permanente, não só estabiliza a produtividade primária como contribui de forma concreta para a acumulação de carbono no solo.

O contraste entre a gestão da Herdade de Vale Formoso e os sistemas convencionais estáveis ou degradados torna-se mais nítido com as séries históricas de NDVI. Como ilustrado na Figura 67, a pastagem de conservação manteve, desde o final dos anos 1990, uma amplitude estável e elevada de NDVI, enquanto áreas vizinhas sob rotação convencional (como o vizinho da Figura 64-B) e as áreas degradadas identificadas na secção anterior apresentam padrões erráticos, com respostas vegetativas fracas, mesmo em anos húmidos. Este desacoplamento entre disponibilidade hídrica e produtividade estimada por NDVI em áreas degradadas foi igualmente identificado noutros estudos que alertam para a dificuldade de utilizar detecção remota para avaliar a degradação funcional em ecossistemas estruturalmente comprometidos (Burrell et al., 2017).

A resiliência dos sistemas de conservação sintetiza a amplitude de efeitos de uma gestão baseada na protecção física do solo e optimização do fornecimento de matéria orgânica: por um lado, protegendo a camada superficial do solo de processos erosivos, reduzem-se as perdas de matéria orgânica e a degradação estrutural da camada activa; no entanto, esta protecção resulta simultaneamente num fornecimento constante de material orgânico que, não se perdendo pela acção da erosão, vai acumular-se sob a forma de carbono orgânico no solo, contribuindo para a fertilidade, estabilidade de agregados e capacidade de retenção de água. Assim, estes sistemas representam trajectórias quer de mitigação, quer de adaptação à mudança climática, uma vez que tanto potenciam o sequestro de carbono no solo, como criam condições de melhor resistência aos efeitos de um clima mais quente, mais seco e de maior imprevisibilidade intra e inter-anual.

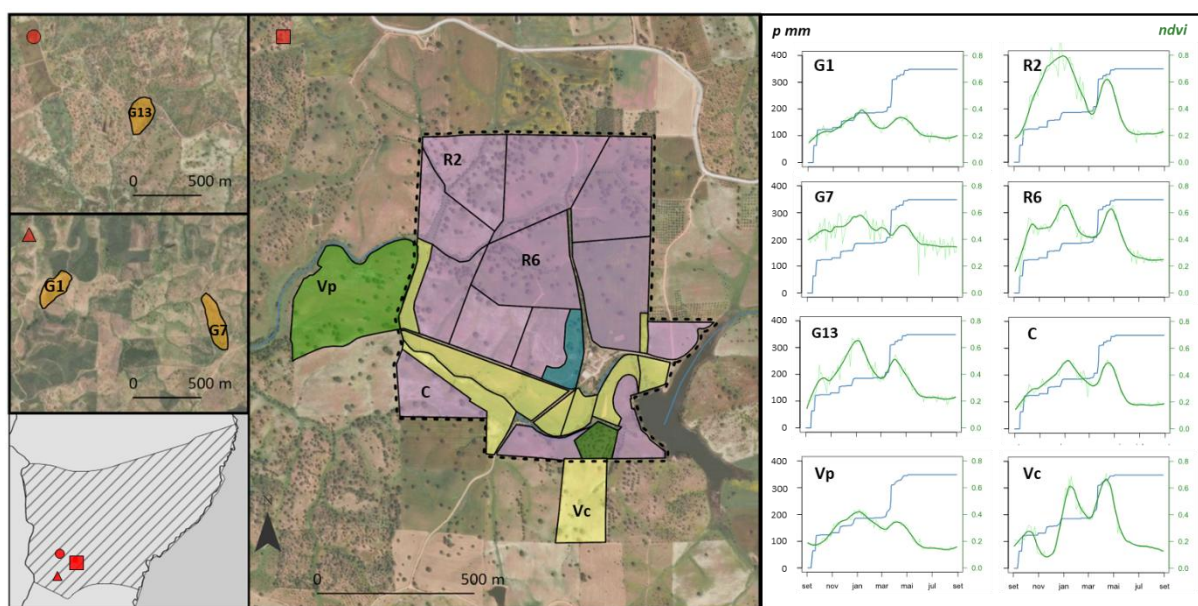


Figura 66 - NDVI e precipitação acumulada ao longo do ano 2021/22 em algumas parcelas seleccionadas: rotação da Herdade de Vale Formoso (R2, R6 e C), áreas de pastagem degradadas (G1, G7 e G13), e parcelas vizinhas com pastagem em rotação convencional (Vp) e com trico (Vc).

Este desempenho verifica-se mesmo em anos de maior mobilização do solo, como aquele representado na Figura 66, em que a parcela R2 da Herdade foi mobilizada para sementeira de aveia, enquanto a vizinha Vc foi mobilizada e semeada com trigo: as condições de fertilidade e estrutura do solo mantidas pela rotação de conservação permitiram uma produtividade primária muito superior à rotação de conservação, o que, à partida, resulta numa maior produção de forragens. Assim, os benefícios da rotação de conservação são importantes nos serviços de ecossistema para além do sequestro de carbono como potencial de regulação climática, do papel da matéria orgânica na capacidade de retenção de água, nos benefícios das longas rotações para o suporte à biodiversidade, e com os serviços culturais da manutenção da paisagem do montado e dos produtos associados. Ao assegurar uma produtividade primária superior permite uma maior produção de palha e cereais e melhor aproveitamento do potencial produtivo do solo, contribuindo também para os serviços de provisão. Este efeito cumulativo confirma que práticas de conservação podem simultaneamente proteger e explorar os recursos do solo, abrindo caminho para trajectórias que conciliam a viabilidade económica com a conservação ecológica.

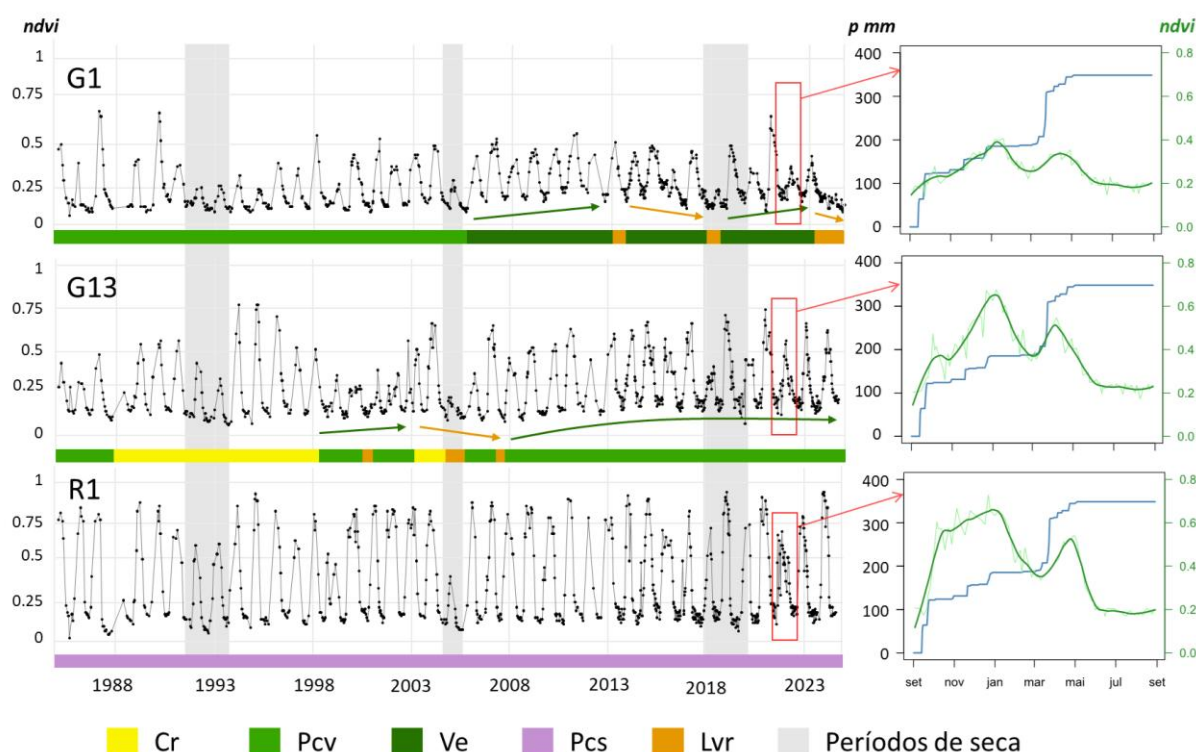


Figura 67 - Série multitemporal de NDVI para duas parcelas de pastagem com evidências de degradação (G1 e G13) e uma parcela da rotação de conservação da Herdade de Vale Formoso com dados da série Landsat 5, 7, 8 e 9 (à esquerda) e um pormenor do ano 2021/22 para cada uma dessas parcelas com recurso a dados Sentinel 2. As barras horizontais representam o uso do solo ao longo do tempo: Cr = Cereais, Pcv = Pastagem convencional, Ve = Vegetação espontânea, Pcs = Pastagem de conservação, Lvr = solo lavrado.

As limitações deste estudo residem sobretudo na homogeneidade do tipo de gestão dentro da Herdade, o que restringe comparativos internos, bem como no número limitado de campanhas de amostragem e na resolução espacial dos dados de NDVI e solo (um ponto por parcela). Ainda assim, os padrões observados alinham-se com os resultados mais amplos da Serra de Serpa e Mértola: áreas sob gestão de conservação apresentam maior resiliência ecológica e maior capacidade de sequestro de carbono. Outros trabalhos poderão expandir esta abordagem a áreas com maior diversidade de gestão, como pastagens com formas de gestão convencional mais tradicionais, montados abandonados ou bosques espontâneos. Através da integração de séries temporais mais longas e amostragens de carbono no solo frequentes, será possível compreender melhor a evolução destes sistemas e aprofundar a relação entre uso do solo, práticas de gestão, funções ecológicas e serviços de ecossistema em ambientes semiáridos como é o caso da Serra de Serpa e Mértola.

A evidência reunida nesta secção permite concluir que a gestão tem um papel significativo na variabilidade de teores de carbono na área de estudo, independentemente de variáveis topográficas que a poderia explicar à partida. A comparação entre sistemas de

conservação, convencionais e degradados, à escala da parcela e ao longo de décadas, sugere que a gestão de conservação não só mantém a capacidade ecológica do solos, mas também cria condições para o sequestro de carbono no solo a uma escala temporal importante. Estes resultados validam a aposta em práticas que privilegiem a permanência do coberto vegetal, a limitação da mobilização e rotações mais longas. Estes princípios poderiam ser replicados em outras áreas da Serra e transpostos para os instrumentos de financiamento, não só como medidas de conservação do solo, mas também como estratégias territoriais de mitigação e adaptação à mudança climática e combate à desertificação.

V.2.3. Resultados contrastantes: limitações dos critérios de elegibilidade ambiental

A configuração do sistema rotacional da Herdade de Vale Formoso partilha semelhanças com os princípios do manejo holístico, um modelo de gestão do pastoreio que hoje se dissemina globalmente como abordagem para restaurar a capacidade ecológica de solos degradados em ambientes semiáridos. Embora não se trate aqui de uma adopção explícita desse modelo, a divisão em parcelas de pequena dimensão, o elevado encabeçamento e a rotação espacial e temporal do gado resultam, na prática, numa gestão que assegura períodos de cobertura permanente e minimiza a perturbação da camada superficial do solo. A relevância desta comparação reside em dois pontos: por um lado, o manejo holístico tem ganhado ampla aceitação entre agricultores em áreas de menor aptidão agrícola, tornando-se uma referência operacional em contextos semelhantes; por outro, a experiência da Herdade mostra que, mesmo fora de modelos formalizados, os princípios gerais de conservação podem ser aplicados com sucesso e resultados positivos, neste caso, na retenção de carbono e na protecção estrutural do solo numa paisagem do semiárido português.

Para o planeamento e gestão territorial, este exemplo sugere que a conservação do solo pode não só ser tecnicamente viável, mas também apelativa do ponto de vista produtivo. No entanto, esta realidade confronta-se com os modelos vigentes de financiamento público, cujos critérios de elegibilidade para medidas agro-ambientais continuam baseados, em larga medida, em parâmetros fixos como o encabeçamento máximo permitido (por exemplo, 2 CN ha⁻¹). Embora estes critérios tenham por base preocupações reais com o pisoteio, a compactação e o risco de erosão, a sua aplicação indiferenciada ignora os fluxos funcionais de matéria e energia que, em certos sistemas, contribuem activamente para a conservação do

solo: um coberto herbáceo denso que simultaneamente protege o solo dos processos erosivos e de oxidação, enquanto garante um fornecimento constante de matéria orgânica.

Esta tensão entre prescrição normativa e funcionamento ecológico efectivo evidencia dois limites centrais nos actuais instrumentos de financiamento. Por um lado, os critérios de elegibilidade não estão ajustados às condições edafoclimáticas reais dos locais onde muitas das medidas se aplicam. As regiões agrárias, definidas segundo limites político-administrativos (por exemplo o 'Alentejo'), dificilmente capturam a diversidade e complexidade de contextos locais, como se demonstrou na primeira parte deste trabalho com o caso da Margem Esquerda do Guadiana. Por outro lado, os critérios actuais tendem a simplificar os processos de degradação e conservação a um conjunto de factores isolados, negligenciando a interacção entre cobertura, produtividade primária, ciclagem da matéria orgânica e estrutura do solo. Reavaliar estes critérios, incorporando métricas funcionais e ajustes territoriais à escala da paisagem, será essencial para alinhar as políticas de conservação com os sistemas que efectivamente restauram o solo e combatem a desertificação.

V.3. Modelo conceptual para o sequestro de carbono por mudança de uso

Os resultados apresentados neste capítulo permitem responder às questões inicialmente formuladas. Os padrões espaciais de carbono orgânico na Serra de Serpa e Mértola são fortemente determinados pelas dinâmicas próprias de cada tipo de uso. As áreas de vegetação espontânea mantêm a maior parte da produtividade primária líquida no sistema, resultando em maiores taxas de acumulação de matéria orgânica, enquanto o coberto vegetal permanente as protege de perdas por erosão ou outros distúrbios. As áreas reflorestadas, embora tenham potencial teórico para conservar carbono à semelhança das florestas e matos, revelam grande variabilidade interna, associada ao tipo de plantação ou à densidade de árvores. Nas áreas de cereal, os baixos valores de carbono orgânico confirmam a degradação de solos sujeitos a mobilização frequente, com forte exposição da camada superficial e quase ausência de coberto vegetal durante grande parte do ano, com chuvas intensas de Outono e Inverno a coincidirem com épocas onde o solo está recém lavrado, a descoberto, ou em fases incipientes do desenvolvimento das culturas. Nas pastagens verificam-se mecanismos semelhantes, mas atenuados pela permanência do estrato herbáceo e mobilizações menos frequentes.

No entanto, esta relação é modelada de forma decisiva pela gestão: sistemas com a mesma ocupação revelam comportamentos muito distintos em função da interacção entre as práticas no campo e as dinâmicas de captura e sequestro de carbono no solo. Nas áreas reflorestadas, por exemplo, os resultados mostram que o aumento do coberto arbóreo não garante, por si só, ganhos de carbono no solo: valores relativamente baixos foram registados em parcelas onde o sub-bosque é mobilizado com frequência ou sujeito a pastoreio intensivo, o que reduz a presença de vegetação herbácea e arbustiva, comprometendo a estabilidade da camada superficial e interrompendo o ciclo de acumulação de matéria orgânica. A diferença, portanto, não reside apenas na presença de árvores em si, mas também na forma como a vegetação herbácea e os resíduos orgânicos são geridos.

As pastagens constituem talvez o melhor exemplo da influência da gestão. Esta classe de ocupação agrupa realidades muito distintas: por um lado, sistemas em rotação de conservação com coberto quase permanente e encabeçamento rotativo, mantêm ou mesmo aumentam os teores de carbono ao longo do tempo; por outro, áreas de pastoreio contínuo com vegetação espontânea degradada, muitas vezes sujeitas a mobilização pontual para

controlo de matos, revelam compactação, perda de matéria orgânica e erosão activa. O contraste entre parcelas fisicamente próximas, mas geridas de forma diferente ilustra de forma inequívoca o papel da gestão nas dinâmicas de carbono no solo na Serra de Serpa e Mértola. Mesmo entre sistemas considerados seminaturais, como algumas áreas de mato, observa-se uma diferença importante entre áreas com histórico mais recente de perturbação humana (mobilizações antigas, queimadas, sobrepastoreio) e aquelas num estado mais avançado da sucessão ecológica. Os valores de carbono nestas últimas tendem a ser mais elevados, reforçando a ideia de que a estabilidade funcional é resultado acumulado, e que as trajectórias de recuperação só produzem efeitos mensuráveis quando são sustentadas por tempo suficiente sem interrupções.

Por outro lado, em determinadas situações, as trajectórias de extensificação e abandono parcial não garantem, por si só, regeneração do solo: em alguns casos, o gradiente de degradação ao longo de décadas de gestão intensiva pode ser de tal ordem que as limitações ao crescimento das plantas e sequestro de carbono no solo se encontram limitados mesmo ao fim de vários anos em vegetação espontânea sem mobilização. Em cenário de mudança climática, este fenómeno ganha importância redobrada: o clima tendencialmente mais quente e mais seco será mais um factor limitante à recuperação destes ecossistemas degradados. Em contrapartida, a conservação activa, como no caso da Herdade de Vale Formoso, demonstra que a gestão contínua, orientada para a estabilidade do coberto vegetal, pode promover a acumulação de carbono e a manutenção da saúde e funções do solo, contribuindo para a mitigação da mudança climática através do sequestro de carbono, e para adaptação aos seus efeitos através da manutenção da fertilidade e da capacidade de retenção de água. Por fim, os diferentes modos de gestão revelaram-se determinantes para os gradientes observados de degradação e conservação, sendo o principal factor diferenciador entre sistemas que compartilham o mesmo tipo de uso.

A Serra de Serpa foi recentemente reconhecida pela FAO como Sistema Agrícola Patrimonial de Importância Mundial (GIAHS), pelo papel do montado enquanto mosaico agro-silvo-pastoril de elevado valor ecológico e cultural⁴⁹. Mas a coexistência, neste mesmo território, de sistemas resilientes com sistemas em colapso funcional revela que a

⁴⁹ *Montado Agrosilvipastoral System of the Serpa Hills, Portugal*, disponível em <https://www.fao.org/giahs/giahs-around-the-world/portugal-montado-serpa/en>

continuidade deste património depende da gestão do solo, das espécies e dos ritmos de trabalho. A presença crescente de bovinos em áreas de baixa aptidão e forte declive, por exemplo, acelera processos de compactação e erosão, mesmo quando são formalmente respeitados os critérios de conservação. A escolha das espécies, a duração do coberto, a mobilização e o encabeçamento efectivo são elementos determinantes, mas aparentemente pouco controlados nos instrumentos actualmente em vigor.

Esta constatação pode colocar em causa a capacidade de distinções institucionais, como os sistemas de reconhecimento patrimonial ou os próprios critérios de elegibilidade agro-ambiental, em reflectirem a complexidade e a diversidade de manifestações ambientais nos territórios. Tal como acontece com as normas de financiamento, também os reconhecimentos de valor ecológico assentam, muitas vezes, em atributos formais, como a presença de espécies protegidas, o coberto arbóreo ou a diversidade produtiva, sem garantir que os processos ecológicos de base, como a conservação do solo ou a ciclagem da matéria orgânica, se encontrem efectivamente em curso. Este desfasamento entre valor atribuído e funcionamento real não reduz a importância dos instrumentos, mas reforça a necessidade de os articular com leituras mais finas sobre trajectórias de gestão e a resposta dos ecossistemas.

A partir dos resultados apresentados ao longo deste capítulo, propõe-se aqui um modelo conceptual para representar a relação entre uso e a gestão do solo e a evolução do teor de carbono ao longo do tempo (Figura 68). Cada tipo de uso apresenta uma janela de carbono: o limiar inferior corresponde à sua versão mais intensiva, com perda acentuada de matéria orgânica e activação de processos de degradação à escala de cada tipo de uso; o limiar superior reflecte o potencial de sequestro atingível por práticas de gestão de conservação recomendadas. No modelo, uma mudança de gestão permite otimizar (ou limitar) os fluxos de carbono e aproximar o sistema desse limiar, enquanto a mudança de uso pode ampliar essa janela: por exemplo, ao abandonar sistemas agrícolas em zonas de fraca aptidão e permitir a regeneração da vegetação e do solo.

O sequestro de carbono no solo deve, por isso, ser pensado em duas escalas temporais complementares: no curto prazo, pela adopção de práticas de conservação em usos activos, garantindo a mitigação e adaptação à mudança climática e combate à desertificação com o mínimo impacto no modelo de negócio e na cadeia de valor; no longo prazo, pela reorientação progressiva dos usos nas áreas de solos pobres e degradados, favorecendo sistemas mais

compatíveis com o fornecimento de serviços de ecossistema que estas áreas estão efectivamente em condições de prestar, como a regulação climática, o suporte à biodiversidade e a manutenção de valores culturais como as paisagens do montado ou os produtos endógenos do mato mediterrâneo.

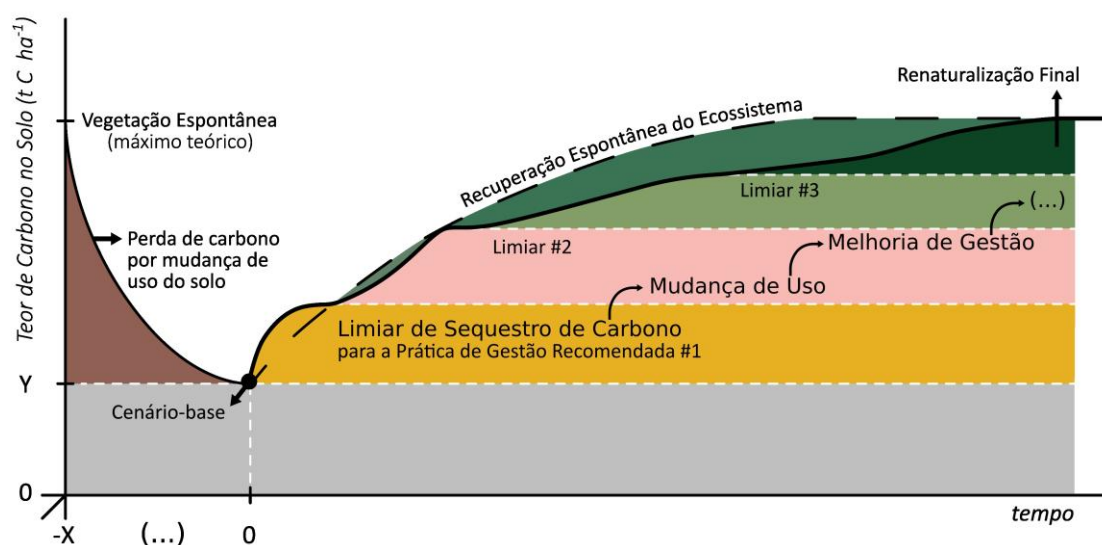


Figura 68 - Modelo conceptual de sequestro de carbono por mudança de uso gestão do solo.

Este modelo articula directamente os resultados empíricos com o debate sobre mitigação e adaptação à mudança climática. Em territórios como a Serra, a gestão não pode ser apenas lida como função produtiva, é uma variável ecológica de primeira ordem. No entanto, a possibilidade de orientar os sistemas de uso para trajectórias de maior conservação implica decisões de planeamento que não são neutras. A transição para práticas mais compatíveis com a retenção de carbono, a infiltração de água ou a estabilização da estrutura do solo exige uma leitura atenta das condições sociais e económicas da região: o uso e a posse da terra, a disponibilidade de mão-de-obra, os regimes de trabalho, a viabilidade económica da actividade agro-silvo-pastoril e as dinâmicas de sucessão familiar e de permanência rural. Em territórios com risco simultâneo de desertificação e despovoamento, o equilíbrio entre conservação e viabilidade social é particularmente delicado. Qualquer trajectória de reconversão, seja pela via da conservação activa ou da regeneração por cessação da actividade agrícola, exige, por isso, uma análise territorial completa que junte às preocupações ambientais os cuidados de ordem social e política.

Os resultados apresentados neste capítulo demonstram que o uso do solo, por si só, não explica os gradientes de carbono observados, é também a gestão ao longo do tempo, em

resposta às condições locais, que determina o posicionamento de cada sistema dentro da sua 'janela de carbono'. No caso dos cereais ou das pastagens, os contrastes entre parcelas explicam-se por processos bem caracterizados à superfície: variação do coberto vegetal ao longo do ano, intensidade do pastoreio, proporção da produtividade primária que se transforma em matéria orgânica, entre outros. A variabilidade interna dentro de cada uso resulta, em grande medida, da forma como as práticas de gestão moldam esses processos.

A vegetação espontânea, no entanto, coloca um desafio adicional. Por um lado, apresenta-se de formas muito diversas, combinando estratos herbáceos, arbustivos e arbóreos, com espécies anuais e perenes. Por outro, ao não ser directamente condicionada pela intervenção humana, a sua composição e evolução são determinadas por um conjunto mais alargado de factores: clima, topografia, tipo de solo, banco de sementes, espécies dispersoras e, em particular, o estado do solo no momento do abandono. Quando surge em áreas anteriormente cultivadas, os efeitos acumulados da degradação prévia podem condicionar a trajectória de recuperação.

Para compreender como estes sistemas evoluem após o abandono da actividade agrícola, o capítulo seguinte desce de escala e centra-se nos talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso. Esta abordagem permite isolar o efeito de variáveis como a posição na vertente, a erosão acumulada, a infiltração, a estrutura do solo ou a composição da vegetação. Através da monitorização de solo, vegetação e biomassa ao longo de vários anos, procura-se compreender a capacidade de recuperação natural em ambientes semiáridos sob pressão climática crescente.

VI- RECUPERAÇÃO ECOLÓGICA À ESCALA DA VERTENTE: UM ESTUDO EXPERIMENTAL SOBRE TRAJETÓRIAS DE SUCESSÃO PÓS-ABANDONO

VI.1. Caracterização da série do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (CEEVF)

A análise realizada na Serra de Serpa e Mértola demonstrou alguns limites estruturais dos solos delgados, pobres em matéria orgânica e susceptíveis à erosão, bem como as diferentes trajetórias associadas à intensificação, à conservação e ao abandono. Esses resultados mostraram que a capacidade de retenção de carbono e a resiliência dos ecossistemas são condicionadas tanto pelo relevo como pelas formas de uso e gestão. A partir daqui, torna-se necessário descer ainda mais na escala de observação, para compreender de forma controlada e comparável como esses processos se manifestam quando a intervenção humana cessa e a natureza assume o papel principal.

O Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (CEEVF), localizado na Serra de Serpa e Mértola, foi criado em 1962 com o objectivo de testar diferentes usos do solo e práticas agrícolas em condições controladas de declive e exposição. Os talhões, com dimensões homogêneas e sujeitos a rotações específicas, constituíram ao longo de quase meio século uma infra-estrutura científica pioneira para compreender a resposta hidrológica e erosiva dos solos xistosos da Margem Esquerda do Guadiana. Entre 1962 e 2008, a experimentação incluiu rotações cerealíferas, pousio lavrado, sideração com leguminosas, forragens, pastagens e ensaios de reflorestação, permitindo caracterizar quantitativamente a produção de sedimentos, a escorrência superficial e os impactos cumulativos da mobilização do solo.

Os dados históricos dos talhões (1962–presente) são um repositório de informação acumulada ao longo de décadas de monitorização experimental que servem simultaneamente como base de conhecimento sobre a dinâmica hidrológica e erosiva nos solos da Serra sujeitos a diferentes usos e práticas de gestão. Neste estudo, servem como base de conhecimento para caracterizar os legados de uso do solo e gradientes de degradação prévios ao abandono, de forma a enquadrar e tentar explicar as trajetórias de recuperação. Devido à sua posição, dimensão e isolamento, os talhões do CEEVF são um laboratório vivo onde é possível acompanhar, com grande detalhe, os efeitos da interrupção da actividade humana sobre o solo, a água e a vegetação. A passagem da escala da paisagem e da propriedade para a escala

experimental permite observar de forma directa os mecanismos que moldam as trajectórias de recuperação e, em conjunto, interpretar os potenciais e os limites da regeneração ecológica nestes ecossistemas.

VI.1.1. Caracterização dos talhões

Desde a sua instalação, em 1962, houve três momentos em que alguns talhões deixaram de ter uma ocupação inteiramente agrícola: 1989, 2003 e 2008. No esquema experimental original do Centro, como o objectivo era estudar formas de gerir campos agrícolas de modo a reduzir a erosão e conservar o solo, portanto, testavam-se diferentes rotações com cereais, leguminosas, sideração, forragens e alqueive lavrado, tendo a rotação convencional Cereal-Alqueive como controlo. No entanto, no final na década de 1980, com o advento dos estudos e projectos sobre desertificação e degradação do solo, passou a haver a necessidade de ter um controlo comparasse as diferentes rotações com a vegetação espontânea, a ausência de ocupação humana. Por esse motivo, foi instalado um novo talhão (T13a) onde a vegetação espontânea se podia desenvolver sem degradação humana, com recolha de dados iniciada no Outono de 1989. Nesse ano, foram também introduzidas estevas (*Cistus ladanifer*) num dos talhões que estava continuamente sob rotação convencional Cereal-Alqueive (T7x), e que se mantém sem intervenção humana desde então.

No final da década de 1990, já inseridas na Política Agrícola Comum, as medidas de apoio à reflorestação de terrenos agrícolas⁵⁰ começaram a ganhar alguma expressão na Margem Esquerda do Guadiana: a introdução de Pinheiro manso ou Sobreiro podia gerar rendimento extra com a produção de pinhão e cortiça, enquanto a Azinheira, apesar de ter uma cadeia de valor mais frágil, tinha um apoio compensatório extraordinário para a tornar mais competitiva. Esta tendência de reconfiguração da paisagem levou à arborização de alguns talhões com Pinheiro manso (T8 e T12) e Azinheira (T9 e T13) em 2002/2003. Foram testadas duas técnicas diferentes de instalação: directamente sobre a superfície do solo ou em faixas de terra elevadas (*valle combro*) com o intuito de conservar a água e estabilizar o solo durante o início do crescimento das plantas. Destes quatro talhões, três tiveram sucesso e mantém-se arborizados hoje (T8, T9, T13).

⁵⁰ Um enquadramento mais completo deste tema pode ser encontrado no capítulo II.2.5 – *Actualidade: da Política Agrícola Comum (PAC) ao efeito Alqueva*.

No entanto, depois de quase cinquenta anos de recolha contínua, a infra-estrutura do Centro começou a dar sinais de degradação. Os tanques de recolha de sedimentos, nunca sujeitos a obras de manutenção estrutural, encontravam-se progressivamente danificados, impedindo a recolha sistemática e fiável de dados. Assim, a série de dados interrompeu-se em 2008/09, marcando o fim da fase agrícola-experimental dos talhões. A partir desse momento, deixou de ser possível manter um regime controlado de rotações e ensaios, iniciando-se uma nova etapa marcada pelo abandono e pela recuperação espontânea da vegetação. Com a cessação da gestão agrícola em cada um destes momentos, os talhões assumiram um novo papel: tornaram-se uma base de referência única para observar, em continuidade, os processos de sucessão secundária e os mecanismos de recuperação do solo e da vegetação. Hoje, o CEEVF funciona como um laboratório vivo onde é possível comparar, lado a lado, os efeitos do abandono em talhões com históricos contrastantes.

A Tabela 11 sintetiza as características de cada talhão, incluindo a última rotação, o ano de abandono e o último coberto vegetal antes da interrupção da gestão, bem como a perda de solo acumulada no período 1962–2003 (período com dados homogêneos ininterruptos para todos os talhões em simultâneo). Estes valores permitem situar cada talhão no seu ‘ponto de partida’ para a recuperação, marcado por diferentes graus de degradação prévia, pontos de partida e duração do abandono. Do ponto de vista topográfico, os talhões distribuem-se entre declives moderados no Grupo I (5 – 8°) e mais acentuados no Grupo II (até 11°), quase sempre com exposição a SE/ESE. Esta homogeneidade de orientação assegura condições topográficas comparáveis, permite isolar diferenças resultantes sobretudo do uso e gestão do solo.

Tabela 11 - Características dos talhões experimentais do CEEVF.

Grupo	Talhão	Declive	Exposição	Última rotação	Abandono	Último coberto	Perda de solo		
							g m ⁻²	g m ⁻² y ⁻¹	
I	T1	6.4°	SSO	Cereal-Alqueive	1962-2008	2008	Cereal	4 723	115
	T2	6.0°	SSO	Cereal-Alqueive	1962-2008	2008	Alqueive	4 652	113
	T3	5.4°	SSO	a)	1992-2008	2008	Cereal	2 322	57
	T4	5.6°	SSO	Forragem	1992-2008	2008	Forragem	1 655	40
	T5	6.0°	SSE	Forragem	1992-2008	2008	Forragem	1 564	38
	T6	6.7°	SE	Lavrado cont.	1989-2008	2008	Lavrado	10 971	268
	T7	7.3°	ESE	Lavrado cont.	1987-2008	2008	Lavrado	9 570	233
	T7x	8.0°	ESE	Cereal-Alqueive	1969-1989	1989	Esteva	2 634	64 c)
II	T8	8.3°	ESE	b)	1992-2002	2002	Pinheiro Manso	595	15

T9	9.0°	ESE	b)	1992-2002	2002	Azinhiera	989	24
T10	8.8°	ESE	Cereal-Alqueive	1962-2008	2015	Aromáticas	2 544	62
T11	8.9°	ESE	Cereal-Alqueive	1962-2008	2015	Aromáticas	3 665	89
T12	9.4°	ESE	Forragem	1992-2002	2002	Forragem	2 195	54
T13	9.8°	ESE	Forragem	1992-2001	2001	Azinhiera	1 463	36
T13a	10.7°	ESE	--	--	1989	Veg. Espontânea	110	8 d)
T14	11.1°	ESE	Lavrado cont.	1989-2008	2008	Lavrado	15 954	389
T15	11.2°	ESE	Lavrado cont.	1989-2008	2008	Lavrado	18 048	440

a) Final de série complexo: seis anos de forragem, quatro anos de alqueive, um ano de cereal, três anos de forragem, e três anos de cereal.

b) série final complexa com três anos de pastagem, seguidos de quatro anos de leguminosa e quatro anos de vegetação espontânea até à reflorestação com Pinheiro ou Azinhiera.

c) a perda de solo anual entre 1962 e 1989 (cereal-alqueive) foi de $90 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, e entre 1989 e 2003 (esteval) foi de $15 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$.

d) Os dados de perda de sedimento do talhão 13a começam em 1989.

VI.1.2. Histórico de gestão e gradientes de degradação antes do abandono

O programa cultural do CEEVF, elaborado originalmente pelo Engenheiro Ernesto Baptista d'Araújo para estudar práticas de conservação do solo, foi organizado em seis rotações principais (R1–R6), concebidas para testar combinações representativas da agricultura cerealífera de sequeiro (Tabela 12)⁵¹. A rotação R1 correspondeu ao regime convencional de Cereal–Alqueive, traduzindo-se em perdas de solo de aproximadamente $79 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, e perdas acumuladas entre 2 500 e 5 000 g m^{-2} , um patamar intermédio que reflecte tanto a intensidade da mobilização como a ausência de coberto permanente. Nas rotações R2 a R5 foram introduzidas variantes que incorporavam leguminosas e sideração, o que permitia testar formas de simultaneamente fertilizar e proteger o solo entre anos de cereal. Ainda assim, os valores médios associados a estas rotações ($50\text{--}70 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) confirmam que, mesmo com leguminosas ou sideração, a capacidade de reduzir perdas manteve-se limitada.

A rotação R6 pressupunha um coberto forrageiro permanente, não pastoreado, assegurando maior estabilidade do coberto vegetal. Os talhões conduzidos neste regime registaram perdas de solo mais reduzidas, cerca de $16 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ ($1\,600\text{--}2\,200 \text{ g m}^{-2}$ acumulado), demonstrando o efeito protector do coberto permanente mesmo em condições de declive acentuado. A técnica de mobilização também variou: enquanto a maioria dos talhões seguiu as curvas de nível, quatro (T6, T7, T14 e T15) foram lavrados de alto a baixo a partir de 1989, no esquema experimental adaptado por Roxo (1994) para analisar a resposta

⁵¹ A evolução do esquema experimental original foi contextualizada no capítulo II.3.4 – *Do diagnóstico à investigação aplicada: a Herdade de Vale Formoso e o Centro Experimental de Erosão*. Para uma descrição mais detalhada desta fase dos trabalhos no CEEVF, recomenda-se a leitura de Roxo (1994).

erosiva. Estes casos coincidem com os valores mais extremos do conjunto, com perdas anuais de médias de $964 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ e entre 10 000 e 20 000 g m^{-2} de solo perdido ao longo do período monitorizado.

Tabela 12 - Rotações do CEEVF e respectiva estimativa de perda de solo média anual, com base nos dados da série histórica dos talhões experimentais (Roxo et al., 2023).

	$\text{g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$
R1 Cereal - Alqueive	78.8
R2 Alqueive - Cereal - Sideração - Cereal	67.9
R3 Alqueive - Cereal - Sideração - Cereal - Forragem (×2)	50.7
R4 Cereal - Sideração	56.9
R5 Cereal - Sideração - Cereal - Leguminosa	16.2
R6 Forragem contínua	964.5
-- Mobilização permanente	6.8
-- Pinheiro	4.5
-- Azinheira	3.0
-- Vegetação espontânea	

No talhão T13a, deixado em vegetação espontânea desde 1989, os valores residuais de perda de solo ($3 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, ou 110 g m^{-2} acumulado) confirmam o efeito protector de um coberto permanente, não mobilizado e com desenvolvimento da sucessão ecológica. No mesmo ano, T7x foi convertido em esteval (*Cistus ladanifer*), registando cerca de $2\,600 \text{ g m}^{-2}$ de perdas, acumuladas sobretudo durante o período em que esteve sob rotação convencional. Nos ensaios com pinheiro manso, o potencial médio de perdas situou-se em $6.8 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, enquanto os talhões com azinheira apresentaram valores ainda menores, cerca de $4.5 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, já muito próximos dos registados sob coberto espontâneo. Em 2015, dois talhões adicionais (T10 e T11) foram mobilizados para ensaios de aromáticas, interrompendo temporariamente a trajectória de abandono iniciada em 2008. No entanto, o insucesso dos ensaios determinado por um período de seca criou, na prática, um reiniciar do processo de abandono, com um banco de sementes reconfigurado e mobilização do solo.

Em síntese, entre 1962 e 2008 os diferentes regimes experimentais deixaram legados contrastantes. No momento do abandono, os talhões não partiam de condições homogéneas: alguns apresentavam estados muito avançados de degradação, outros conservavam níveis de perturbação mais baixos, e apenas um funcionava como referência de conservação natural. Esta diversidade de pontos de partida, ilustrados na Figura 69, ajuda a compreender a heterogeneidade das trajectórias analisadas nos próximos capítulos, em particular no que

respeita à evolução da vegetação, resposta hidrológica das vertentes e dinâmicas de carbono no solo.

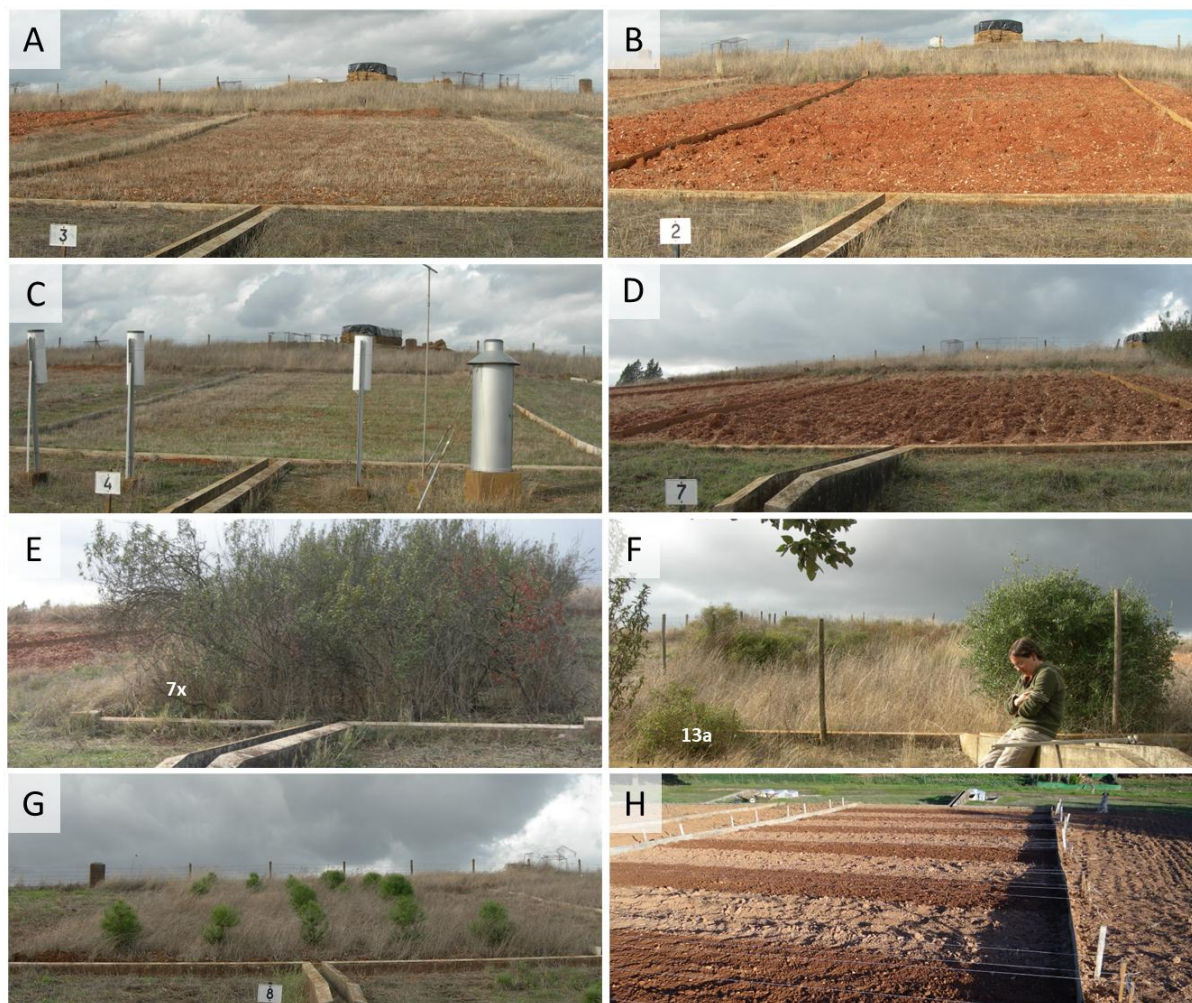


Figura 69 - Exemplos do estado dos talhões do CEEVF em 2006, imediatamente antes do abandono generalizado e início da recuperação espontânea. São ilustrados diferentes pontos de partida: A) restolho de cereal; B) cereal em alqueive; C) forragem; D) lavrado na direcção da vertente; E) esteva (desde 1989); F) vegetação espontânea (desde 1989); G) reflorestação (Pinheiro manso, desde 2002); H) ensaio de aromáticas (imagem de Outubro de 2015)⁵².

VI.1.3. Objectivos e questões de partida

No contexto da Serra de Serpa e Mértola, os talhões experimentais do CEEVF constituem um espaço singular para observar, de forma controlada, os processos de degradação e recuperação dos solos agrícolas em ambientes semiáridos. A história acumulada de quase cinco décadas de uso agrícola, seguida por diferentes momentos de abandono, criou um mosaico de pontos de partida contrastantes: talhões sob mobilização permanente com estados de erosão avançada, geridos em rotações de cereal e forragens, ensaios de

⁵² Fotografias cedidas por Maria José Roxo.

reflorestação e situações de vegetação espontânea desde finais da década de 1980. Esta diversidade permite analisar como trajectórias diferenciadas de uso e de degradação se traduzem em caminhos distintos de regeneração ecológica.

À escala dos ecossistemas mediterrâneos, a água, o solo e a vegetação constituem indicadores-chave da saúde dos ecossistemas e permitem avaliar as trajectórias pós-abandono, revelando tanto a resiliência dos sistemas como os limites impostos pelos legados de uso. A análise desenvolvida neste capítulo procura responder a quatro questões principais:

- Quais os padrões de evolução florística e estrutural da vegetação nos talhões, e como se relacionam com as condições de partida?
- De que forma os processos hidrológicos de escorrência superficial e infiltração evoluem após a cessação da gestão agrícola, e que papel desempenham na recuperação ou na persistência da degradação?
- Como variam os teores de carbono no solo em função dos diferentes pontos de partida, e que trajectórias de acumulação se observam nas primeiras décadas de abandono?
- Até que ponto se verificam limiares de degradação que dificultam ou impedem a recuperação espontânea, e em que medida os talhões podem ser interpretados como modelos das possibilidades e dos limites de regeneração nos sistemas agrícolas semiáridos da Margem Esquerda do Guadiana?

O objectivo geral é interpretar as trajectórias de recuperação dos talhões após o abandono, integrando a evolução da vegetação, a resposta hidrológica das vertentes e as dinâmicas de carbono no solo. Deste decorrem quatro objectivos específicos: descrever a sucessão ecológica em termos florísticos (levantamento fitossociológico) e estruturais (modelos digitais obtidos por UAV); avaliar a evolução da resposta hidrológica das vertentes com base na escorrência superficial; quantificar a acumulação de carbono no solo na camada superficial (0–5 cm), articulando carbono orgânico, densidade aparente e textura em posições topográficas distintas; e, por fim, integrar estes resultados num enquadramento multivariado que permita identificar padrões comuns e divergentes entre talhões e sintetizar um modelo conceptual de recuperação aplicável ao contexto semiárido da Margem Esquerda do Guadiana.

VI.2. Sucessão espontânea, diversidade e trajectórias de recuperação da vegetação

Nos ecossistemas mediterrâneos, o abandono agrícola tem sido identificado como um dos principais motores de transformação paisagística e ecológica nas últimas décadas. A sucessão secundária desencadeada pela interrupção das práticas de mobilização e cultivo conduz a dinâmicas de reconstituição da vegetação que reflectem, em simultâneo, o potencial regenerativo das comunidades e os limites impostos pelos legados de uso e degradação. A literatura tem sublinhado que o coberto vegetal desempenha um papel duplo nestes contextos: por um lado, como indicador sensível das trajectórias de recuperação, traduzindo processos de colonização, competição e substituição florística; por outro, como factor da infiltração, a retenção de nutrientes e a acumulação de carbono nos solos pobres e delgados característicos da Margem Esquerda do Guadiana.

Nos talhões do CEEVF, as comunidades que hoje se encontram são o resultado da conjugação de factores locais (como o clima ou a topografia) com a herança de rotações agrícolas, mobilização permanente, ensaios de reflorestação ou abandono longo, que resultaram em diferentes gradientes de erosão acumulada, estrutura do solo, e configuração do banco de sementes. O resultado são diferenças nítidas: talhões que partem de estados de degradação acentuada contrastam com talhões em que a sucessão foi iniciada há mais de três décadas, criando um mosaico onde coexistem terófitas ruderais, leguminosas anuais e espécies arbustivas ou arbóreas típicas das etapas mais avançadas do bosque mediterrâneo. Assim, este subcapítulo procura responder a três questões centrais:

- Quais os níveis de riqueza, diversidade e composição florística alcançados nos talhões após diferentes durações e condições de abandono?
- Como se organizam os talhões em termos de agrupamentos florísticos, e até que ponto esses padrões reflectem legados de uso, intensidade de degradação ou intervenções de reflorestação?
- Que espécies funcionam como indicadoras de trajectórias distintas de sucessão, e como estas se articulam com as principais classes sintaxonómicas descritas para a flora regional?
- Quais as trajectórias de sucessão secundária emergentes e como se distinguem?

VI.2.1. Síntese do conjunto de dados

O levantamento florístico realizado nos 17 talhões do CEEVF permitiu identificar um total de 102 espécies vasculares. A riqueza específica (S) variou entre 27 espécies, em talhões associados a rotações convencionais ou lavrados permanentes, e 46 espécies no talhão reflorestado com pinheiro (T8). O índice de diversidade de Shannon (H') oscilou entre 2.67 (T11) e 3.06 (T14 e T15), revelando comunidades globalmente diversas e equilibradas. A uniformidade de Pielou (J') manteve-se geralmente elevada (> 0.80), excepto no T8 (0.62), onde a introdução de pinheiros permitiu uma dominância mais marcada. Os valores de diversidade e uniformidade situam-se dentro do intervalo típico descrito para comunidades mediterrâneas pós-abandono, incluindo em ambientes perturbados (Capitanio & Carcaillet, 2008; Saïd, 2002; Segarra et al., 2023). Vs valores elevados são concordantes com o padrão descrito na literatura de que etapas intermédias de sucessão frequentemente apresentam os picos máximos de diversidade florística (Kouba et al., 2015).

A grande maioria das espécies corresponde a plantas anuais típicas de ambientes degradados, com a vegetação ruderal, nitrófila e pioneira representa cerca de 60% da flora identificada (61 espécies). Seguem-se as pastagens e pradarias herbáceas, com 14 espécies, e a vegetação higrófila e temporariamente encharcada, com 13. Em proporções menores, mas já relevantes, surgem espécies associadas a bosques e pré-bosques mediterrâneos e a matos e etapas secundárias de substituição. A vegetação rupícola e cascalhenta corresponde a apenas duas espécies, enquanto o Pinheiro manso é a única espécie não endémica introduzida.

Esta distribuição confirma que a flora dos talhões é ainda dominada por comunidades anuais efémeras e ruderalizadas, mas já com alguns sinais de diversificação ecológica. Cerca de um terço das espécies pertence a grupos associados a comunidades mais estáveis, incluindo leguminosas perenes, arbustos mediterrâneos (*Cistus ladanifer*, *Lavandula luisieri*, *Helichrysum stoechas*) e espécies arbóreas (*Quercus rotundifolia*, *Olea europaea*), indiciando a progressão gradual para etapas de substituição mais avançadas. No entanto, parte desta progressão está mascarada por espécies que foram introduzidas e que não ocorrem de forma espontânea noutros talhões: a azinheira apenas está presente nos talhões T9 e T13, enquanto a esteva apenas surge no talhão onde foi introduzida (T7x) e nos talhões degradados imediatamente ao seu lado (T6 e T7). Esta base florística constitui o quadro de referência para

as análises comparativas desenvolvidas nas secções seguintes, onde serão explorados os padrões de composição, os agrupamentos entre talhões e a identificação de espécies indicadoras de trajectórias distintas de recuperação.

VI.2.2. Estrutura interna das comunidades

A diversidade alfa⁵³ foi, em geral, elevada em todos os talhões (Tabela 13). A riqueza específica variou entre 27 e 46 espécies, com valores de Shannon (H') próximos de 3.0 e uniformidades (J') superiores a 0.80 na maioria dos talhões, sinalizando comunidades equilibradas e com baixa dominância. A única excepção ocorreu no talhão T8, reflorestado com pinheiro, onde a elevada riqueza (46 espécies) contrastou com uma uniformidade reduzida ($J' = 0.62$), indicando dominância mais marcada. A análise de rarefacção confirma que a amostragem captou de forma adequada a diversidade florística, mostrando tendência para a estabilização em todos os talhões. Estes valores de riqueza específica enquadram-se nos padrões observados noutros estudos mediterrâneos de sucessão secundária, onde a diversidade florística varia significativamente consoante o historial de gestão e as condições de partida (Cayuela et al., 2008; Dantas de Miranda et al., 2019).

Tabela 13 . Riqueza e índices de diversidade por talhão e último uso no CEEVF. Cv = Coberto vegetal, S = riqueza específica, H' = Diversidade de Shannon, 1-D = Diversidade de Simpson, J' = Uniformidade de Pielou

	última rotação	Cv %	S	H'	1-D	J'
T1	Cereal-Alqueive	95	31	2.968	0.938	0.864
T2		90	33	2.720	0.905	0.778
T3		93	40	3.200	0.952	0.868
T4	Forragem contínuo	97	39	2.996	0.934	0.818
T5		100	27	2.839	0.932	0.861
T6	Lavrado permanente	70	30	2.869	0.917	0.843
T7		65	39	3.199	0.951	0.873
T7x	Veg. Espontânea	100	36	2.905	0.932	0.811
T8	Reflorestação	85	46	2.381	0.841	0.622
T9		85	41	2.999	0.919	0.808
T10	Aromáticas	97	29	2.883	0.929	0.856
T11		100	27	2.673	0.917	0.811
T12	Forragem contínuo	100	27	2.884	0.927	0.875
T13	Reflorestação	65	30	2.862	0.924	0.842
T13a	Veg. Espontânea	98	35	3.004	0.938	0.845
T14	Lavrado permanente	95	35	3.062	0.943	0.861
T15		90	32	3.047	0.945	0.879

⁵³ Ver capítulo III.4.3.

$\bar{x}$	--	34	2.911	0.926	0.830
σ	--	5.4	0.191	0.025	0.059

Entre legados de uso, as rotações de Cereal–Alqueive (T1–T3) apresentaram valores intermédios de riqueza (30–33 espécies) e diversidade estável, embora com alguma variação na uniformidade, mais baixa no T2. Os talhões de forragem contínua (T4, T5, T12) revelaram perfis mais equilibrados, com riqueza variável (27–39 espécies) mas comunidades estáveis e com uniformidade elevada (J' 0.82–0.88). Já os lavrados permanentes (T6, T7, T14, T15), apesar do histórico de mobilização intensa e perdas de solo elevadas, registaram entre 30 e 39 espécies e os índices de diversidade mais elevados (média de 3.04 entre os quatro talhões). Os casos de T14 e T15 destacam-se, em particular, pela riqueza e uniformidade altas, ilustrando a capacidade de recuperação mesmo após legados de degradação acentuada com a mobilização permanente e perdas de solo muito elevadas: a cessação da mobilização abriu espaço a uma trajectória de recuperação florística relativamente rápida e consistente.

Os talhões em vegetação espontânea constituem referências importantes para trajectórias longas: tanto o T13a, com vegetação espontânea desde 1989, como o T7x, convertido em esteval no mesmo ano, apresentaram riqueza média-alta (35–36 espécies) e diversidade elevada ($H' \sim 3.0$), traduzindo comunidades estáveis e diversificadas. No caso do T13a, com vegetação espontânea desde 1989, a estabilidade florística confirma o papel da ausência prolongada de actividade humana na consolidação da sucessão; já no T7x, a conversão em esteval assegurou rapidamente um coberto protector e funcional, servindo como trajectória alternativa de regeneração espontânea.

Nas áreas de reflorestação (T8, T9, T13), a situação foi contrastante: T9 e T13 mantiveram diversidade equilibrada e elevada, enquanto o T8, reflorestado com pinheiro manso, mostrou o maior número de espécies de todo o conjunto, mas também a menor uniformidade. Esta combinação parece estar associada a condições específicas da reflorestação: a introdução de pinheiro, espécie não endémica, de rápido crescimento e a deposição de caruma criam um ambiente particular, reforçado pela plantação em *valle combro*. Estas condições alteram a superfície do solo e a sua interacção com a água da chuva, favorecendo uma dominância precoce que não se observa com a mesma intensidade nos ensaios com azinheira, espécie de crescimento mais lento e que registou maiores taxas de mortalidade.

Os talhões mobilizados em 2015 para ensaios de aromáticas (T10 e T11) constituem um caso distinto. Apesar de formalmente abandonados em 2008, a mobilização para plantação de aromáticas e o insucesso do ensaio devido a uma seca severa implicaram um reinício do processo de regeneração. A riqueza actual (27–29 espécies) e a diversidade média reflectem sobretudo o facto de a mobilização em 2015 ter funcionado como um verdadeiro reinício do processo de regeneração, reconfigurando o banco de sementes após a falha do ensaio com aromáticas. Os resultados mostram comunidades florísticas diversas e relativamente equilibradas na maior parte dos talhões, com diferenças moduladas pelos legados de uso e pela cronologia do abandono. Os exemplos extremos (T8, pela combinação de riqueza alta e dominância marcada, e o T10–T11, pelo abandono mais recente) evidenciam como trajectórias específicas podem alterar a leitura geral. Estes padrões de diversidade alfa fornecem a base para a análise da composição florística, permitindo explorar de que forma os talhões se agrupam em trajectórias distintas de regeneração.

VI.2.3. Padrões de composição florística

A ordenação obtida pelo *Non-metric Multidimensional Scaling* (NMDS) com distância de Bray–Curtis (Figura 70) evidencia um padrão de forte sobreposição entre a maioria dos talhões agrícolas, organizados num núcleo central dominado pelos talhões com gestão agrícola prévia e abandono mais ou menos simultâneo. O gradiente representado pelo tamanho das bolhas no NMDS, correspondente à perda de solo acumulada entre 1962 e 2008, sugere uma associação entre legado erosivo e composição florística. Os talhões com maiores perdas de solo tendem a ocupar posições extremas na ordenação, sinalizando que a intensidade da degradação histórica condiciona de forma duradoura a sucessão secundária. A ordenação com a distância de Jaccard, baseada apenas na presença/ausência, confirma a robustez destes padrões, ainda que com menor definição de gradientes.

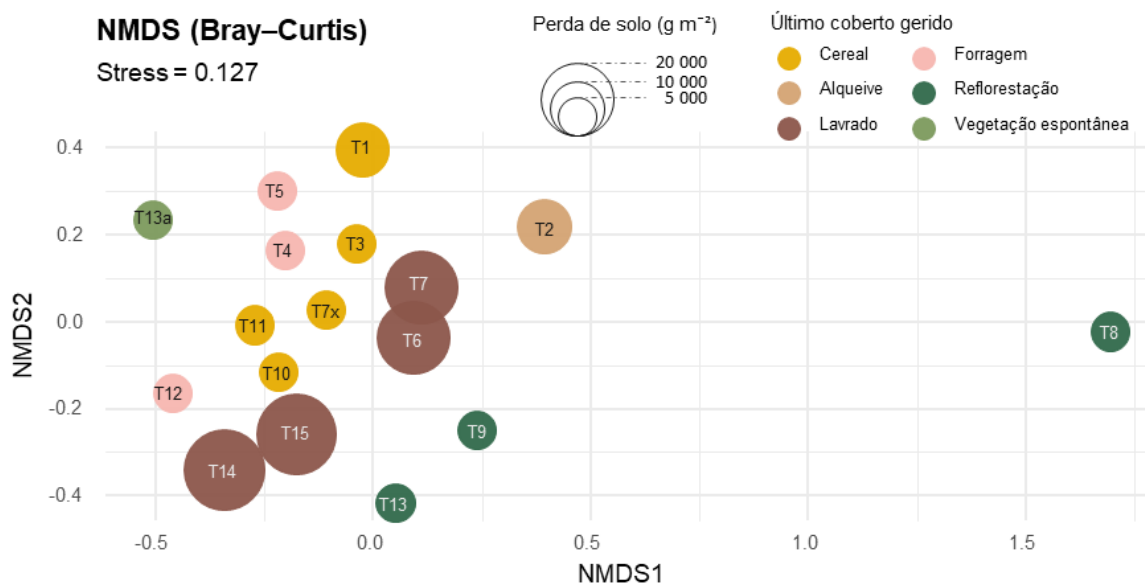


Figura 70 - NMDS (distância de Bray-Curtis) para todos os talhões do CEEVF. As cores representam o último coberto gerido, o tamanho dos círculos representa a perda de solo entre 1962 e 2003. A proximidade entre pontos nos dois eixos (concentração) indica maior semelhança nas espécies presentes e respectiva abundância, enquanto a proximidade num dos eixos (alinhamento) indica similaridade apenas numa das dimensões (presença ou abundância).

T8 mantém-se como *outlier* isolado, reflexo da introdução do Pinheiro manso, uma espécie não endémica, de rápido crescimento e que altera profundamente as condições superficiais do solo através da deposição de caruma e da plantação em *valle combro*, introduzindo uma trajectória distinta das restantes. Outro pólo periférico é constituído pelos talhões T9 e T13, ambos reforestados com azinheira, que surgem próximos entre si, mas afastados do núcleo, traduzindo a influência da introdução de espécies. Já o T13a, em abandono espontâneo desde 1989, também se mantém relativamente afastado do núcleo, mas aproxima-se dos talhões cujo último uso foi forrageira contínua, sugerindo que o abandono a partir de um coberto herbáceo denso pode acelerar a trajectória de recuperação, conduzindo a composições florísticas mais próximas das fases avançadas da sucessão ecológica. Estes padrões reforçam que a posição actual dos talhões na ordenação não reflecte apenas o ponto de partida imediato do abandono, mas sobretudo o efeito histórico acumulado das últimas rotações sob gestão. Isto pode ajudar a enquadrar alguns casos particulares, como a proximidade de T7x, T10 e T11 ao bloco central, ou a aproximação de T2 ao bloco dos talhões com solo a descoberto.

O talhão T7x, convertido em esteval em 1989, havia sido ocupado pela rotação de controlo Cereal-Alqueive entre o início da actividade do CEEVF e a conversão (1962-1989), resultando em condições semelhantes de perda de solo e banco de sementes. Ainda assim,

esta proximidade entre o T7x e este grupo de talhões (T1, T3, T10 e T11) não deixa de ser um caso interessante devido à diferença no tempo de gestão pré-abandono: T7x foi convertido e abandonado após 27 anos, enquanto as restantes foram abandonadas após 47 anos de rotação cereal-alqueive. Assim, tanto o tempo de abandono como a perda de solo acumulada antes do abandono foram na mesma ordem de magnitude: 57.4% do tempo de abandono para 57.2% da perda de solo, ou seja, 2430 g m^{-2} em T7x, e 4252 g m^{-2} para a média de T1, T2, T10 e T11 no período em rotação. Portanto, verifica-se proximidade na composição florística entre talhões com práticas de gestão semelhantes, mesmo quando existem diferenças significativas no gradiente de degradação acumulada e no tempo desde o abandono, ou com a introdução de uma espécie que dominou o coberto do talhão durante a maior parte do tempo do abandono (esteva).

Os talhões T10 e T11 também se aproximam deste grupo de talhões geridos com rotação cereal-alqueive durante o período activo, apesar de o abandono ter sido interrompido para um ensaio com ervas aromáticas em 2015. Portanto, uma vez mais, talhões com um ponto de partida e idade de abandono diferentes, surgem com padrões de presença e abundância florística próximos dos talhões com um historial de gestão em comum (cereal-alqueive), apesar de um menor gradiente de degradação (média de $3\,105 \text{ g m}^{-2}$ de perda de solo em T10 e T11, e $4\,687 \text{ g m}^{-2}$ em T1 e T2). No entanto, esta diferença na perda total de solo antes do abandono pode ter sido parcialmente colmatada com as acções de 2015 e o insucesso no desenvolvimento das aromáticas: à data das primeiras chuvas após a intervenção, o solo encontrava-se a descoberto tanto pela mobilização feita para a instalação dos ensaios, como pela ausência de coberto vegetal⁵⁴; ou seja, em condições óptimas para a acção erosiva de algumas chuvas intensas que ocorreram durante o ano, e que podem ter contribuído para aproximar das condições de degradação nos primeiros momentos deste abandono reiniciado.

Esta explicação pode também ajudar a enquadrar a posição de T2 que, apesar de ter exactamente o mesmo historial de gestão e um gradiente de degradação idêntico a T1, tem uma composição e abundância florística mais parecida com T6 ou T7. A única diferença entre

⁵⁴ Os motivos identificados para a falta de sucesso deste ensaio incluem a ausência de precipitação durante um mês após a sementeira e a ausência de combate preventivo ao banco de sementes de espécies competidoras (“PAM’s Inovação: Novos Produtos em Sistemas Extensivos – Relatório da Ação 1. Análise dos Parâmetros Ambientais das Culturas” (2016). CEVRM / ESA.IPBeja / FCSH-UNL. Não publicado).

T1 e T2 é o ponto de partida, ou seja, as condições à superfície do solo no momento do abandono: enquanto T1 foi abandonado com o restolho do cereal, T2 foi abandonado com o alqueive aberto e o solo a descoberto. Ao ter sido abandonado com o solo mais exposto aos processos erosivos, os primeiros anos podem ter sido determinantes em reconfigurar as condições à superfície: mudanças nas características físicas do solo como a estrutura (perda de partículas finas) ou a capacidade de retenção de água; e no potencial de crescimento de algumas plantas, tanto pelas novas condições à superfície do solo como pela degradação do banco de sementes pela acção da erosão. Estes mecanismos parecem ser os que estão presentes, com maior intensidade, nos talhões permanentemente lavrados nos anos anteriores ao abandono. Portanto, dois talhões com exactamente o mesmo uso, gestão e perda de solo acumulada (diferença < 1%), têm composições florísticas diferentes apenas devido à diferença nas condições de superfície no momento do abandono.

Outro caso particular interessante é a posição de T3, cujo final de série complexo o coloca numa posição única: durante os primeiros anos de gestão (1962-1992) esteve submetido a rotações de conservação com sideração e leguminosas, seguido de seis anos de forragens, resultando em perdas de solo significativamente inferiores aos talhões T1 e T2 que permaneciam em cereal-alqueive. No entanto, o final da série introduziu alguma complexidade nas condições pré-abandono: quatro anos de alqueive com solo a descoberto, um ano de cereal, três anos de forragem e três anos de cereal criaram condições específicas de erosão e reconfiguração do banco de sementes, que culminaram numa situação única de similaridade tanto aos talhões com gestão prévia de forragem (T4, T5), como aos de mobilização contínua (T6, e T7) e de cereais (T1, T7x).

A análise multivariada (PERMANOVA) confirmou a significância global do modelo (adonis2, Bray–Curtis; $R^2 = 0.85$; $F = 1.9$; $p = 0.003$; Tabela 14-a). Estes valores indicam que a composição florística dos talhões é explicada de forma conjunta por factores como o último uso e a intensidade da degradação prévia. Contudo, nenhum dos termos isolados (Tabela 14-b) atingiu significância ($p > 0.10$), o que é consistente com alguma co linearidade entre variáveis (última rotação, sedimento acumulado). Na prática, isto significa que não existe um único factor determinante, mas sim efeitos integrados que reflectem a história complexa de cada talhão.

Tabela 14 – a) PERMANOVA (adonis2, distância de Bray–Curtis; 999 permutações); o modelo global explica cerca de 85% da variância ($R^2=0.851$), com $F=1.91$ e $p=0.003$. b) Efeitos marginais (adonis2, “by = margin”, Bray–Curtis; 999 permutações). Nenhum termo isolado é significativo ($p>0.10$). Df = graus de liberdade, SQ = soma dos quadrados.

Termo	Df	SQ	R^2	F	$p =$
Modelo	12	2.332	0.851	1.91	0.003
a) Residuais	4	0.407	0.149		
Total	16	2.739	1		
Anos de abandono	1	0.132	0.048	1.30	0.228
Perda de solo acumulada	1	0.047	0.017	0.46	0.957
Último coberto	4	0.468	0.171	1.15	0.298
Coeficiente de escurência médio	1	0.157	0.057	1.55	0.114
b) Densidade aparente (2024)	1	0.133	0.049	1.31	0.221
Areia% (2024)	1	0.123	0.045	1.21	0.285
Exposição relativa a norte	1	0.109	0.040	1.07	0.398
Declive	1	0.044	0.016	0.44	0.954
Residuais	4	0.407	0.149		

A avaliação da homogeneidade de dispersões (*betadisper*) acrescenta nuances importantes à interpretação (Tabela 15). As classes de tempo de abandono revelaram diferenças marginais ($F = 3.23$; $p = 0.058$), com maior dispersão nos talhões abandonados há 20 – 29 anos ($p = 0.051$), o que sugere que esta fase intermédia de sucessão pode gerar maior variabilidade interna entre talhões. O último coberto como factor apresentou diferenças significativas ($F = 3.26$; $p = 0.048$), com maior dispersão nos talhões de alqueive e vegetação espontânea do que nos reflorestados. Esta diferença é consistente com a lógica ecológica: enquanto os reflorestados seguem uma trajectória relativamente controlada e convergente determinada pelas espécies introduzidas, os talhões de abandono espontâneo ou alqueive apresentam trajectórias mais abertas e heterogéneas, com maior influência do banco de sementes ou da variabilidade climática. Por sua vez, a comparação entre talhões reflorestados e não reflorestados não revelou diferenças significativas ($p = 0.62$), sugerindo que, em média, a reflorestação não altera a dispersão global entre grupos.

Tabela 15 - ANOVA das distâncias ao centroide (*betadisper*, Bray–Curtis). A heterogeneidade é significativa por último coberto, marginal por classes de abandono e nula para a presença ou não de reflorestação..

Factor	Df	F	$p =$	Obs.
Tempo de abandono (classificado)	3	3.23	0.058	maior dispersão nos 20–29 anos (Tukey $p=0.051$)
Último coberto	5	3.26	0.048	dispersão maior em <i>fallow</i> e <i>espontâneo</i> do que em <i>reflorestação</i> (Tukey: contrastes com reflorestação próximos de 0.08–0.09)

O dendrograma hierárquico com base em Bray–Curtis (co-presença e co-abundância) reforça e detalha os padrões observados na ordenação (Figura 71). Três conjuntos principais emergem de forma consistente: 1) um bloco central agrícola, que reúne a maioria dos talhões de cereal–alqueive, lavrado e forragem contínua, com forte sobreposição florística; 2) um subgrupo T13-T13a, relativamente próximo no dendrograma devido à partilha de espécies, embora no NMDS T13a surja mais afastado e próximo das forragens, revelando uma trajectória florística própria ; 3) o conjunto dos reflorestados, heterogéneo, com T9 próximo do núcleo, T13 associado a T13a e T8 isolado na periferia. Os talhões T10 e T11, mobilizados em 2015 para ensaios de aromáticas, situam-se próximos do bloco agrícola, reforçando o carácter de ‘reinício’ provocado pela mobilização recente. O dendrograma hierárquico baseado em Jaccard (apenas co-presença) tende a agrupar talhões mais próximos uns dos outros: se a única métrica utilizada para medir a similaridade entre talhões é a presença de espécies, então é expectável que, pela acção dos dispersores, talhões mais próximos fisicamente estejam mais próximos na matriz de presença.

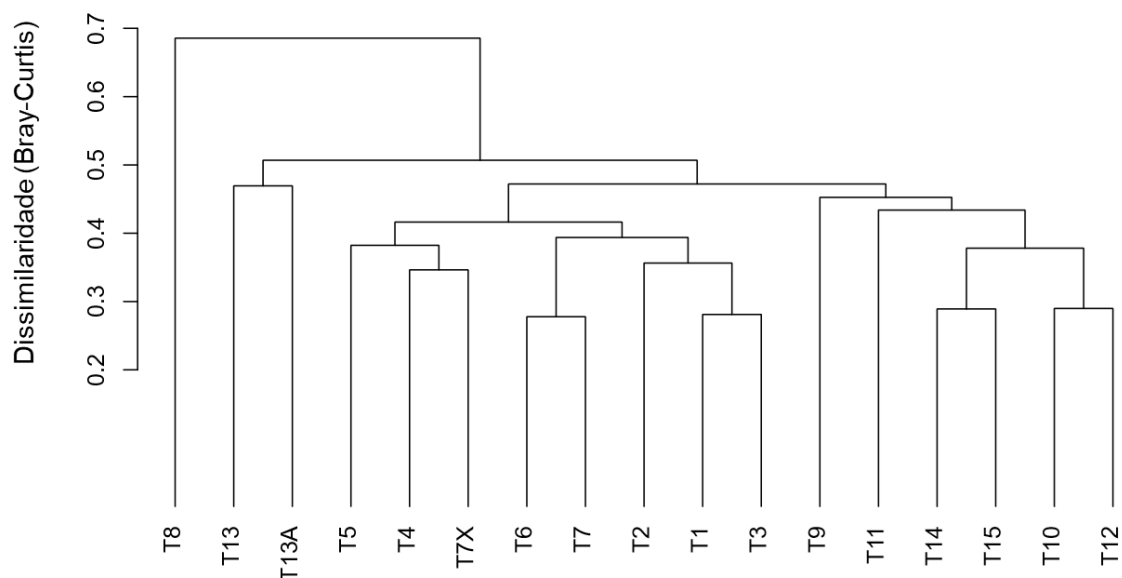


Figura 71 - Dendrograma com agrupamentos de talhões pela distância de Bray-Curtis (matriz presença/abundância) com base na conversão dos índices de Braun-Blanquet em valores de transferência ordinal (OTV).

Em conjunto, os resultados indicam que não existe uma trajectória única de convergência florística após o abandono: os talhões reflorestados seguem rotas contrastantes consoante a espécie introduzida (pinheiro ou azinheira); os de vegetação espontânea formam

conjuntos distintos, mas internamente variáveis; e os agrícolas recentes permanecem ainda próximos entre si, sugerindo estados iniciais mais homogêneos. Esta diversidade de respostas confirma a influência duradoura dos legados de gestão e da intensidade da degradação, enquanto revela a importância da heterogeneidade local ou da resposta individual a factores externos, bem como alguma influência de factores mais imediatos como as condições de coberto no momento do abandono. Estes padrões serão explorados em maior detalhe na secção seguinte, através da identificação das espécies indicadoras que caracterizam cada uma das trajectórias de recuperação.

VI.2.4. Espécies indicadoras

As análises de ordenação e agrupamento apresentadas anteriormente mostraram que os talhões do CEEVF seguem trajectórias florísticas diferenciadas após o abandono. O método de *IndVal* (Cáceres & Legendre, 2009; Dufrêne & Legendre, 1997) permitiu agora identificar espécies com afinidade particular a cada trajectória, funcionando como indicadores da história de uso e das condições actuais de regeneração (Tabela 16). A interpretação destes resultados deve considerar que valores elevados de *IndVal* (próximos de 1) correspondem a espécies que ocorrem de forma consistente e quase exclusiva num grupo de talhões, enquanto a significância estatística ($p < 0.05$) reforça a robustez desse padrão. No entanto, a dimensão reduzida de alguns grupos de talhões condiciona o poder estatístico do teste, pelo que parte dos padrões deve ser lida sobretudo em termos de plausibilidade ecológica e não apenas de significância formal.

Tabela 16 - Espécies indicadoras identificadas pelo método IndVal para os grupos de último coberto no CEEVF (apenas valores mais elevados). IndVal = valor do índice de associação, variando entre 0 (nenhuma associação) e 1 (associação perfeita, espécie exclusiva e constante no grupo).

Espécie	Grupo	IndVal	$p =$
<i>Lophochloa cristata</i>	Reflorestação	0.998	0.004
<i>Quercus rotundifolia</i>	Reflorestação	1	0.005
<i>Rumex bucephalophorus</i>	Lavrado	0.952	0.011
<i>Urospermum picroides</i>	Forragem / Reflorestação	0.996	0.015
<i>Bromus hordeaceus</i>	Forragem / Reflorestação	0.816	0.051
<i>Lotus subbiflorus</i>	Forragem	0.741	0.173
<i>Lamarckia aurea</i>	Reflorestação	0.816	0.174
<i>Poa nemoralis</i>	Reflorestação	0.816	0.174
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	Reflorestação	0.816	0.174
<i>Bellardia trixago</i>	Lavrado	0.707	0.216
<i>Rumex acetosella</i>	Cereal / Lavrado	0.775	0.227
<i>Campanula transtagana</i>	Reflorestação	0.730	0.241

Nos talhões reflorestados, duas espécies destacaram-se com valores elevados e estatisticamente significativos. *Quercus rotundifolia* ($IndVal = 1, p = 0.005$) representa um caso perfeito: a sua presença exclusiva e constante nos talhões reflorestados reflecte directamente a introdução deliberada e o sucesso da sua instalação. Trata-se de um resultado coerente, não só pelo valor estrutural da espécie como árvore dominante, mas também pelo facto de configurar a trajectória induzida pretendida nos ensaios de reflorestação. *Lophochloa cristata* ($IndVal = 0.998, p = 0.004$), uma herbácea anual típica de ambientes ruderais, surge igualmente como indicadora forte, mostrando que o grupo de espécies que acompanham as trajectórias de reflorestação – pioneiras adaptadas a ambientes degradados – contribui para diferenciar este grupo. Outras espécies associadas, como *Lamarckia aurea*, *Poa nemoralis*, *Polycarpon tetraphyllum* e *Campanula transtagana*, apresentaram valores intermédios ($IndVal$ 0.73–0.82) mas sem significância estatística. Apesar disso, a sua plausibilidade ecológica é elevada: são espécies comuns em mosaicos de herbáceas pioneiras que se instalam sob coberto arbóreo jovem ou em clareiras. Assim, a reflorestação combina elementos arbóreos introduzidos com herbáceas ruderais e oportunistas, originando uma trajectória híbrida.

Nos talhões de mobilização permanente, *Rumex bucephalophorus* ($IndVal = 0.952, p = 0.011$) destacou-se como espécie indicadora robusta: está presente em todos os talhões abandonados com este coberto (T6, T7, T14 e T15) e com maior abundância nos talhões mais declivosos e com maiores perdas de solo acumuladas (T14 e T15); fora estes, está presente apenas no talhão T9, reflorestado com azinheira, mas cuja técnica de plantação em *valle combro* poderá ter criado condições de mobilização e solo a descoberto que favoreceram a sua instalação. Esta herbácea anual é típica de solos mobilizados e expostos, traduzindo de forma directa as condições criadas pela mobilização intensa que caracterizou estes talhões durante os últimos anos antes do abandono. Outra espécie associada, *Bellardia trixago* ($IndVal = 0.707, p = 0.216$), apresentou menor robustez estatística por estar apenas presente nos talhões T6 e T7, mas mantém coerência ecológica enquanto terófita frequente em contextos de pedregosidade e solos degradados.

Nos talhões abandonados após coberto de espécies forrageiras, os resultados revelaram indicadores menos exclusivos. *Bromus hordeaceus* ($IndVal = 0.816, p = 0.051$) surgiu

associado tanto a forragem como a reflorestação, situando-se no limiar da significância estatística. Como gramínea anual pioneira, é típica de pousios, lameiros ou áreas pouco mobilizadas como bermas de estrada, o que pode explicar a sua presença em ambos os contextos: conforme sugerido anteriormente, ao introduzir espécies do estrato arbóreo, a reflorestação pode criar condições de sombreamento e humidade que beneficiam espécies que de outra forma poderiam surgir em solos mais bem conservados, com maior capacidade de retenção de água e uma estrutura que permite encharcamento temporário, como os dos talhões das forragens. *Lotus subbiflorus* ($IndVal = 0.741$, $p = 0.173$) representou outra espécie indicadora de abandono a partir de forragens, sem significância estatística, mas plausível do ponto de vista funcional como leguminosa presente em áreas temporariamente encharcadas. Estes padrões sugerem que o abandono após anos de forragem é caracterizado por trajetórias mais generalistas, partilhando espécies com talhões abandonados a partir de outros cobertos.

Nos talhões abandonados após rotações de Cereal ou com mobilização permanente, surgiram duas espécies candidatas a indicadoras: *Rumex acetosella* ($IndVal = 0.775$, $p = 0.227$), uma herbácea anual bioindicadora de solos ácidos e pobres, foi registada apenas em talhões abandonados com coberto de cereal (T1, T3), lavrados (T14, T15), ou recentemente abandonados após o ensaio com aromáticas (aproveitando provavelmente o solo mobilizado e a descoberto para se instalar), mas com pouca significância;

Lavandula luisieri ($IndVal = 0.818$, $p = 0.250$), arbusto esclerófilo típico de matos mediterrâneos, está presente nos talhões abandonados depois de rotações de cereal (T1, T2, T3, T7x) ou mobilizados permanentemente (T6, T7, T15), mas maior abundância nos talhões com maiores perdas de solo acumuladas (T6, T15) e com maior potencial para perdas de solo imediatamente após o abandono (T2, alqueive de solo a descoberto), indicando uma tendência para o desenvolvimento de algumas espécies arbustivas nas fases mais incipientes da recuperação. Estes resultados sugerem que os sistemas cerealíferos e lavrados, por partilharem condições de degradação severa e práticas de mobilização frequentes, não geraram indicadores exclusivos, mas sim espécies comuns a padrões de degradação mais amplos.

Em síntese, apenas três espécies se destacaram como indicadores estatisticamente significativos (*Quercus rotundifolia*, *Lophochloa cristata* e *Rumex bucephalophorus*),

reforçadas por mais uma espécie (*Bromus hordeaceus*). As restantes, apesar de não significativas, mantêm plausibilidade ecológica e relevância descritiva, funcionando como complemento interpretativo. O conjunto mostra como o método de *IndVal* permite traduzir padrões multivariados em espécies concretas, revelando que trajectórias distintas são marcadas por combinações que vão desde árvores introduzidas em ensaios de reflorestação até herbáceas ruderais adaptadas a solos degradados. Esta diversidade de indicadores sugere que os processos de recuperação no CEEVF não são homogêneos, mas antes estruturados por interacções entre legados de uso, intensidade da degradação e mecanismos de colonização espontânea. De forma geral, espécies arbóreas e arbustivas (por exemplo *Quercus*, *Lavandula*) emergem como sinais de trajectórias de substituição e avanço na sucessão ecológica, enquanto as herbáceas ruderais e terófitas (por exemplo *Rumex*, *Lophochloa*) funcionam como marcadores de degradação passada e de fases iniciais de colonização.

VI.2.5. Leitura sintaxonómica

Para além da riqueza, diversidade e composição específicas, a interpretação da composição das comunidades permite situar funcionalmente os talhões do CEEVF nas diferentes fases da sucessão ecológica. De um modo geral, os talhões são dominados por espécies anuais ruderais e nitrófilas, pertencentes sobretudo à *Stellarietea mediae* e *Tuberarietea guttatae*, que representam em conjunto mais de metade da cobertura relativa (Tabela 17). Este padrão confirma que a maioria dos talhões permanece ancorada em fases iniciais de sucessão, marcadas por terófitas pioneiras adaptadas a solos mobilizados e empobrecidos.

Tabela 17 - Cobertura relativa por grupo funcional e classe fitossociológica de todas os talhões do CEEVF.

grupo	rc	classe	rc
Rnp - Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira	53.5%	<i>Artemisietea vulgaris</i>	< 1%
		<i>Parietarietea judaicae</i>	< 1%
		<i>Pegano-salsolitea</i>	< 1%
		<i>Polygono-poetea annuae</i>	< 1%
		<i>Stellarietea mediae</i>	25.0%
		<i>Tuberarietea guttatae</i>	26.5%
Pph - Pastagens e pradarias herbáceas	17.1%	<i>Festuco-brometea</i>	< 1%
		<i>Lygeo-stipetea</i>	2.9%
		<i>Poetea bulbosae</i>	1.6%
		<i>Stipo giganteae-agrostietea castellanae</i>	12.5%
	5.7%	<i>Cisto-lavanduletea</i>	5.5%

Msd - Matagais e etapas secundárias de degradação florestal		<i>Trifolio medii-geranietea sanguinei</i>	< 1%
Bpb - Bosques e pré-bosques	5.5%	<i>Quercetea ilicis</i>	3.0%
		<i>Querceto-fagetea sylvaticae</i>	< 1%
		<i>Rhamno crenulatae-oleetea cerasiformis</i>	2.6%
Vhi - Vegetação higrófila e temporariamente inundada	10.0%	<i>Isoeto-nanojuncetea</i>	5.2%
		<i>Molinio-arrhenatheretea</i>	4.8%
Vrc - Vegetação rupícola, cascalhenta	6.6%	<i>Phagnalo-rumicetea indurati</i>	3.0%
		<i>Thlaspietea rotundifolii</i>	3.6%
Rfl - Outras espécies não endêmicas introduzidas	1.5%	Outras não endêmicas introduzidas	1.5%

Rnp: Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira (53.5%)

Este grupo constitui a base florística da maioria dos talhões, caracterizado por espécies que tendem a dominar os primeiros anos de sucessão ao colonizar rapidamente solos pobres, degradados e explorar condições criadas pelos distúrbios antrópicos. O grande peso relativo indica a predominância de talhões em fases incipientes da sucessão ecológica e recuperação da vegetação, coerentes com abandono recente e padrões severos de degradação do solo.

Pph: Pastagens e pradarias herbáceas (17.1%)

As gramíneas vivazes e leguminosas anuais, integradas em classes como *Lygeo-stipetea* e *Stipo giganteae-agrostietea castellanae*, representam o segundo grupo mais comum. Representam espécies que habitualmente colonizam áreas de pousio e surgem aqui associadas a talhões outrora ocupados com espécies forrageiras. Estas comunidades funcionam como etapas de transição entre cobertos ruderais e matos mais desenvolvidos.

Msd: Matagais e etapas secundárias de degradação florestal (5.7%)

Espécies arbustivas esclerófilas como *Cistus ladanifer* ou *Lavandula luisieri* surgem ora nos talhões há mais tempo sem actividade humana (T7x, T13a), ora nos talhões com maior perda de solo acumulada e/ou abandonados com solo a descoberto (T2, T6, T7, T15), situações que são, à partida, contraditórias. Por um lado, este tipo de comunidades representa, por definição, uma etapa de substituição do bosque climatófilo degradado, ou uma etapa intermédia na sucessão ecológica progressiva, o que é coerente com a presença e abundância nos talhões com maior tempo de abandono. No entanto, estas arbustivas surgem também com alguma frequência e abundância nos talhões mais degradados e que estariam, à partida,

em fases mais incipientes da sucessão ecológica. Esta dicotomia indica a hipótese de estes tipos de comunidades terem um papel duplo na sucessão ecológica deste tipo de ecossistemas.

Bpb: Bosques e pré-bosques (5.5%)

Embora ainda minoritário, este grupo inclui os elementos arbóreos do bosque climatófilo termo-mediterrâneo da azinheira (*Quercus rotundifolia*) o do sobreiro (*Quercus suber*). Está presente nos talhões T9 e T13 devido à reflorestação com azinheira em 2001/02, mas surge espontaneamente com os sobreiros nos talhões T13a e T15. O caso dos sobreiros nos talhões T13a e T15 merece destaque por se tratar de uma co-ocorrência com alguma abundância nos dois talhões mais diferentes considerando em simultâneo a degradação histórica, o ponto de partida e o tempo de abandono: por um lado, o sobreiro mostra capacidade de se instalar e desenvolver em áreas há décadas sem actividade humana, colonizando uma sucessão secundária com 35 anos e com os valores mais reduzidos de perda de solo na amostra; por outro, o sobreiro também teve capacidade de se instalar em áreas com solos severamente degradados, com as maiores perdas de solo acumuladas, o declive mais acentuado e menos de metade do tempo de abandono. A justificação da presença do sobreiro nestes dois talhões está relacionada com a disponibilidade de sementes devido à existência de alguns sobreiros nas áreas fora dos talhões do Grupo II (T8 a T15). No entanto, é mais difícil justificar a co-ocorrência e dominância em situações tão opostas. A presença de sobreiros em aparente bom estado de desenvolvimento contrasta ainda com a elevada mortalidade das azinheiras plantadas em T9 (*valle combro*, menor mortalidade) e T13 (directamente no solo, maior mortalidade), apontando para a hipótese de que o ambiente natural dos talhões do CEEVF seja mais propício à série do sobreiral do que à do azinhal.

Vhi: Vegetação higrófila e temporariamente inundada (10.0%)

Associações como *Isoeto-nanojuncetea* e *Molinio-arhenatheretea* ocorrem em áreas sujeitas a encharcamento sazonal, provavelmente associado a acumulação de sedimentos finos na base dos talhões. Este grupo, apesar de estar presente em todos os talhões com alguma amplitude de coberturas relativas (2 a 20%), não parece ter associado nenhum padrão de comportamento: tem uma abundância importante tanto em talhões com abandono associado a rotações de cereais (T1, T3, T7x, T10, T11 com 9 a 16%) como a forragens (T5 com

14% e T12 com 9%), mas apresenta padrões contrastantes em talhões associados a solo permanentemente mobilizado (T6 e T7 com 7 e 4%, T14 e T15 com 19 e 15%).

Vrc: Vegetação rupícola e cascalhenta (6.6%)

Espécies típicas de afloramentos rochosos ou solos incipientes, pedregosos ou severamente erodidos, reflectindo directamente os processos de degradação acumulada ao ocupar crostas minerais ou áreas de acumulação de sedimentos mais grosseiros. Este grupo é composto por apenas duas espécies (*Anarrhinum bellidifolium* e *Andryala ragusina*) que, apesar de ocorrerem em quase todos os talhões com abundância variável, tornam pouco viável a leitura de padrões funcionais.

Rfl: Outras espécies não endémicas introduzidas (1.5%)

Com peso residual, este grupo limita-se a casos como o pinheiro manso, presente em talhões de reflorestação (T8). Apesar de estar limitado a um talhão, tem um padrão de dominância e relação com outras espécies único na área de estudo: é a única espécie com índice máximo na escala de Braun-Blanquet (5), e domina o talhão com maior riqueza específica ($S = 46$) e menor uniformidade ($J' = 0.62$). Esta situação aponta para a hipótese de que as alterações nas dinâmicas à superfície do solo induzidas pela plantação em *valle combro*, sombreamento e deposição de caruma, criaram uma situação que permite que várias espécies tentem surgir em simultâneo, mas com grandes limitações ao seu desenvolvimento.

Os resultados dos talhões apontam para um mosaico de comunidades dominado por ruderais e pastagens anuais, mas já com sinais claros de progressão para matos e bosques mediterrâneos nos casos de abandono mais prolongado (Tabela 18). A leitura sintaxonómica permite, assim, situar cada trajectória numa sequência coerente de sucessão: terófitas pioneiras, seguidas de herbáceas vivazes e leguminosas, arbustos esclerófilos até se instalarem núcleos arbóreos incipientes, a fase mais avançada da sucessão ecológica nos talhões do CEEVF.

Tabela 18 – Mapa de calor da distribuição dos grupos funcionais de vegetação nos talhões do CEEVF. n = número de espécies.

	$n=$	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T7x	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T13a	T14	T15
Rnp	61	55%	47%	49%	76%	49%	46%	60%	50%	42%	57%	58%	69%	56%	47%	47%	56%	57%
Pph	14	20%	20%	23%	10%	26%	15%	15%	18%	18%	12%	15%	14%	25%	12%	13%	16%	13%
Msd	5	5%	23%	2%	1%		26%	10%	6%			< 1%	< 1%		9%	15%	1%	4%
Bpb	6	1%		2%	< 1%	1%	3%	2%	3%	2%	24%	5%	7%	4%	20%	9%	4%	5%

Vhi	13	10%	7%	16%	5%	14%	7%	4%	11%	4%	4%	12%	11%	9%	10%	2%	19%	15%
Vrc	2	9%	3%	8%	8%	10%	2%	10%	12%	< 1%	4%	10%		6%	3%	14%	4%	7%
Rfl	1									34%								

VI.2.6. Alguns exemplos com talhões representativos

Para além da leitura geral dos padrões florísticos e funcionais, é útil destacar casos individuais que ilustram as trajectórias diferenciadas de sucessão secundária no CEEVF. Estes exemplos permitem articular os índices de diversidade com a composição em grupos funcionais e com os legados de uso, oferecendo uma visão mais detalhada das dinâmicas locais. Os talhões seleccionados representam situações representativas das várias situações presentes nos talhões: trajectórias contrastantes em historiais idênticos, mas com diferenças no ponto de partida, abandono após padrões severos de degradação, coberto contínuo de forragens, interrupções na série de abandono, reflorestação com espécies endémicas e lenhosas de crescimento rápido, e uma série longa de vegetação espontânea. A análise comparativa destes exemplos ajuda a compreender como pequenas diferenças no historial de gestão, nas condições de partida ou na intensidade da degradação podem originar percursos divergentes na composição florística e na recuperação funcional e estrutural.

O efeito do ponto de partida em dois talhões com o mesmo historial de uso: T1 e T2

Os talhões T1 e T2 são um exemplo claro de como as condições à superfície no momento do abandono influenciam a trajectória de sucessão ecológica, mesmo quando o historial de uso, duração da gestão e degradação acumulada são idênticos (Tabela 19): estão situados lado a lado, estiveram sob rotação cereal-alqueive desde o início dos ensaios no CEEVF (1962), registaram perdas de solo semelhantes (115 e $113 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ respectivamente) e foram abandonados ao mesmo tempo (2008). No entanto, estes dois talhões estavam a ser geridos em espelho, isto é, quando estava coberto de cereal, o outro estava com alqueive de solo a descoberto e vice-versa. O objectivo desta gestão era garantir que havia dados de erosão e escorrência para diferentes eventos em todos os tipos de coberto, colmatando as limitações inerentes à variabilidade e imprevisibilidade climática.

Tabela 19 - Fichas dos talhões T1 e T2 com o levantamento florístico, as características do talhão, e a cobertura relativa por estrato, grupo funcional e classe fitossociológica. rc = cobertura relativa calculada com base na conversão dos índices de Braun-Blanquet em valores percentuais, Rnp = Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira, Pph = Pastagens e pradarias herbáceas,

Msd = Matagais e etapas secundárias de degradação florestal, Bbp = Bosques e pré-bosques, Vhi = Vegetação higrófila e temporariamente inundada, Vrc = Vegetação rupícola, cascalhenta.

T1				T2					
Arb	<i>Phagnalon saxatile</i>	2	Coberto Vegetal	95%	Arb	<i>Lavandula luisieri</i>	4	Coberto Vegetal	90%
	<i>Lavandula luisieri</i>	2	Ano de abandono	2008		<i>Phagnalon saxatile</i>	3	Ano de abandono	2008
	<i>Asparagus aphyllus</i>	+	Última rotação	Cereal-Alqueive		<i>Genista hirsuta</i>	1	Última rotação	Cereal-Alqueive
H	<i>Briza maxima</i>	3	Último coberto	Cereal	H	<i>Leontodon taraxacoides</i>	3	Último coberto	Alqueive
	<i>Dactylis glomerata</i>	3	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	115		<i>Ornithopus compressus</i>	2	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	113
	<i>Andryala integrifolia</i>	3	Riqueza específica (S)	31		<i>Galactites tomentosus</i>	2	Riqueza específica (S)	33
	<i>Leontodon taraxacoides</i>	3	Diversidade de Shannon (H')	2.968		<i>Brachypodium distachyon</i>	2	Diversidade de Shannon (H')	2.720
	<i>Vicia lutea</i>	2	Uniformidade de Pielou (J')	0.864		<i>Tolpis umbellata</i>	2	Uniformidade de Pielou (J')	0.778
	<i>Ornithopus compressus</i>	2				<i>Holcus annuus</i>	2		
	<i>Avena barbata</i>	2				<i>Trifolium angustifolium</i>	1		
	<i>Anthemis mixta</i>	2	fc -- Árvores	--		<i>Trifolium campestre</i>	1	fc -- Árvores	--
	<i>Holcus annuus</i>	2	9% Arbustos	9%		<i>Trifolium arvense</i>	1	35% Arbustos	35%
	<i>Anarrhinum bellidifolium</i>	2	Leguminosas	9%		<i>Avena barbata</i>	1	Leguminosas	11%
	<i>Andryala ragusina</i>	2	91% Gramineas	27%		<i>Briza maxima</i>	1	65% Gramineas	9%
	<i>Pulicaria paludosa</i>	2	Outras herbáceas	55%		<i>Vulpia bromoides</i>	1	Outras herbáceas	45%
	<i>Vulpia bromoides</i>	1				<i>Dactylis glomerata</i>	1		
	<i>Agrostis pourretii</i>	1	Rnp 55% <i>Stellarietea mediae</i>	15%		<i>Agrostis pourretii</i>	1	<i>Artemisietea vulgaris</i>	< 0.1%
	<i>Stachys arvensis</i>	1	<i>Tuberarietea guttatae</i>	39%		<i>Cynodon dactylon</i>	1	Rnp 47% <i>Stellarietea mediae</i>	9%
	<i>Jasione montana</i>	1	<i>Festuco-brometea</i>	< 0.1%		<i>Parentucellia viscosa</i>	1	<i>Tuberarietea guttatae</i>	37%
	<i>Tolpis umbellata</i>	1	Pph 20% <i>Lygeo-stipetea</i>	5%		<i>Andryala ragusina</i>	1	<i>Festuco-brometea</i>	< 0.1%
	<i>Brachypodium distachyon</i>	1	<i>Stipo giganteae</i>	16%		<i>Anarrhinum bellidifolium</i>	1	Pph 20% <i>Lygeo-stipetea</i>	13%
	<i>Rumex acetosella</i>	1	Msd 5% <i>Cisto-lavanduletea</i>	5%		<i>Carlina racemosa</i>	1	<i>Stipo giganteae</i>	8%
	<i>Orobanche minor</i>	1	Bpb 1% <i>Quercetea ilicis</i>	< 0.1%		<i>Bromus tectorum</i>	+	Msd 23% <i>Cisto-lavanduletea</i>	23%
	<i>Parentucellia viscosa</i>	1	<i>Rhamno crenulatae</i>	1%		<i>Lolium perenne</i>	+	Vh 7% <i>Isoeto-nanajuncetea</i>	3%
	<i>Cynodon dactylon</i>	1	Vhi 10% <i>Isoeto-nanajuncetea</i>	7%		<i>Anthemis mixta</i>	+	<i>Molinio-arhenatheretea</i>	3%
	<i>Carlina racemosa</i>	1	<i>Molinio-arhenatheretea</i>	3%		<i>Urospermum picroides</i>	+	Vrc 3% <i>Phagnalo-rumicetea</i>	2%
	<i>Trifolium angustifolium</i>	+	Vrc 9% <i>Phagnalo-rumicetea</i>	5%		<i>Carlina corymbosa</i>	+	<i>Thlaspietea rotundifolii</i>	2%
	<i>Medicago polymorpha</i>	+	<i>Thlaspietea rotundifolii</i>	5%		<i>Echium plantagineum</i>	+		
	<i>Galactites tomentosus</i>	+				<i>Aegilops triuncialis</i>	+		
	<i>Echium plantagineum</i>	+				<i>Andryala integrifolia</i>	+		
	<i>Centaurium erythraea</i>	+				<i>Daucus crinitus</i>	+		
						<i>Centaurium erythraea</i>	+		

No início do processo de colonização espontânea, ao estar coberto por restolho de cereal no momento do abandono, o solo em T1 encontrava-se relativamente protegido contra a erosão hídrica e contra as perdas de água no solo por evaporação que, juntamente com a biomassa disponível, tinham condições para a integração e estabilização de matéria orgânica no solo. Após 16 anos de sucessão secundária, este talhão apresenta uma riqueza específica intermédia ($S = 31$) com alguma diversidade e uniformidade ($H' = 2.97$; $J' = 0.86$), dominado por terófitas ruderais (*Stellarietea mediae*, 15%, *Tuberarietea guttatae*, 39%), acompanhadas por um contributo expressivo de gramíneas perenes como a *Dactylis glomerata* (10%) que dominam sobretudo nos sectores inferiores do talhão. Este conjunto traduz uma sucessão inicial marcada por uma rápida colonização por herbáceas que influencia a dinâmica superficial no solo. A abundância de leguminosas anuais (*Ornithopus compressus*, *Trifolium angustifolium*) e gramíneas ruderais pioneiras (*Briza maxima*, *Avena barbata*) apontam para alguma nitrofilia coexistente com a presença de espécies adaptadas substratos degradados, sugerindo uma trajectória intermédia oligo-mesotrófica.

Em T2, abandonado com alqueive lavrado, solo terá sido inicialmente submetido à acção da erosão hídrica, alterando ligeiramente a textura e reconfigurando o banco de

sementes herdado da rotação com cereais. Assim, verifica-se uma riqueza ligeiramente superior ($S = 33$) mas diversidade e uniformidade mais baixa ($H' = 2.72$, $J' = 0.78$), ou seja, mais espécies, mas com uma distribuição menos equilibrada: algumas espécies dominam grande parte do talhão, enquanto a restante área está coberta por mais espécies, mas com menor expressão. Estas condições de superfície favoreceram o surgimento de arbustivas típicas de etapas iniciais ou de degradação do bosque mediterrâneo como o rosmaninho (*Lavandula luisieri*, 21%), o alecrim-das-paredes (*Phagnalon saxatile*, 13%), ou o tojo-do-sul (*Genista hirsuta*, 1.7%), encurtando a fase herbácea e promovendo transição precoce para matos de pequeno porte.

Estes casos permitem demonstrar que, em situações idênticas de solo, topografia, clima, gestão e degradação acumulada, o ponto de partida no início da sucessão secundária tem um papel importante na trajectória observada: as condições à superfície do solo nas primeiras etapas da colonização espontânea parecem condicionar a duração da fase herbácea, a transição para coberto arbustivo e respectiva função no processo de recuperação destes ecossistemas (Figura 72).

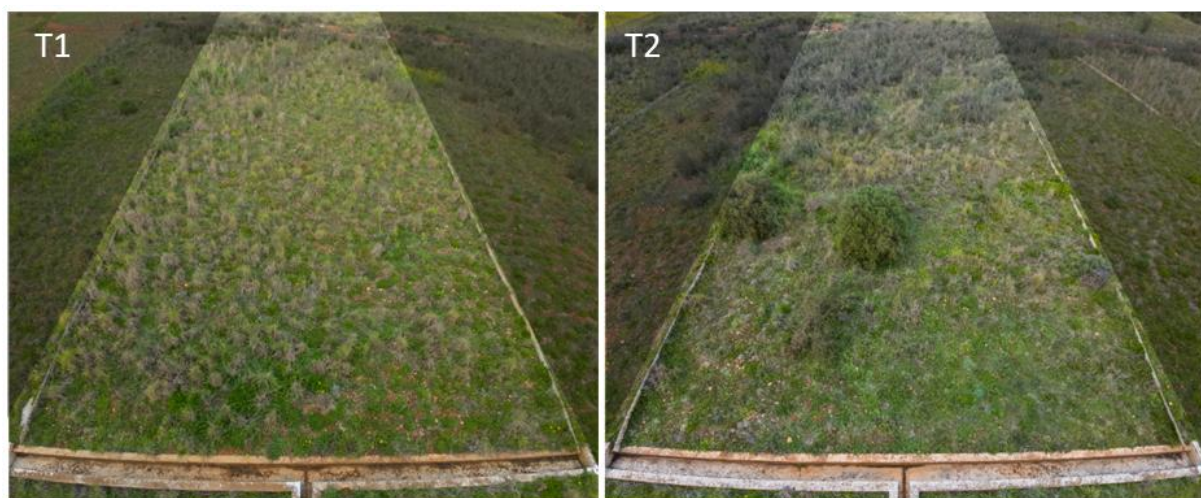


Figura 72 - Talhões T1 e T2 em Janeiro de 2024.

Áreas severamente degradadas pela mobilização contínua (T6 e T7)

Os talhões T6 e T7 exemplificam o impacto de décadas de mobilização contínua, com o solo permanentemente lavrado no sentido do maior declive, tendo sido abandonados igualmente em 2008 após perdas de solo muito acentuadas (Tabela 20): $10\,971$ e $9\,570\text{ g m}^{-2}$ durante todo o período de gestão, com uma média anual de 268 e 233 g m^{-2} , respectivamente. No entanto, estas taxas de perda de solo estão mascaradas pelo efeito da gestão com a

rotação agrícola: T6 esteve sob rotação cereal-sideração entre 1962 e 1988, tendo perdido 750 g m⁻² em 26 anos (29 g m⁻² y⁻¹), enquanto T7 esteve sob rotação cereal-alqueive entre 1962 e 1987, tendo perdido 452 g m⁻² em 25 anos (18 g m⁻² y⁻¹). Portanto, a perda de solo anual no período de mobilização contínua foi de 393 g m⁻² y⁻¹ em T6 e 365 g m⁻² y⁻¹ em T7.

Tabela 20 - Fichas dos talhões T6 e T7 com o levantamento florístico, as características do talhão, e a cobertura relativa por estrato, grupo funcional e classe fitossociológica. rc = cobertura relativa calculada com base na conversão dos índices de Braun-Blanquet em valores percentuais, Rnp = Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira, Pph = Pastagens e pradarias herbáceas, Msd = Matagais e etapas secundárias de degradação florestal, Bpb = Bosques e pré-bosques, Vhi = Vegetação higrófila e temporariamente inundada, Vrc = Vegetação rupícola, cascalhenta.

T6					T7				
Arv	<i>Olea sylvestris</i>	1	Coberto Vegetal	70%	Arv	<i>Olea sylvestris</i>	+	Coberto Vegetal	65%
Arb	<i>Lavandula luisieri</i>	4	Ano de abandono	2008	Arb	<i>Phagnalon saxatile</i>	2	Ano de abandono	2008
	<i>Cistus ladanifer</i>	2	Última rotação	Mobilização contínua		<i>Cistus ladanifer</i>	2	Última rotação	Mobilização contínua
	<i>Phagnalon saxatile</i>	1	Último coberto	Lavrado		<i>Lavandula luisieri</i>	1	Último coberto	Lavrado
H	<i>Holcus annuus</i>	3	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	268	H	<i>Ornithopus compressus</i>	2	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	233
	<i>Ornithopus compressus</i>	2	Riqueza específica (S)	30		<i>Avena barbata</i>	2	Riqueza específica (S)	39
	<i>Avena barbata</i>	2	Diversidade de Shannon (H')	2.869		<i>Stipa capensis</i>	2	Diversidade de Shannon (H')	3.199
	<i>Agrostis pourretii</i>	2	Uniformidade de Pielou (J')	0.843		<i>Leontodon taraxacoides</i>	2	Uniformidade de Pielou (J')	0.873
	<i>Anthemis mixta</i>	2				<i>Holcus annuus</i>	2		
	<i>Leontodon taraxacoides</i>	2				<i>Anarrhinum bellidifolium</i>	2		
	<i>Jasione montana</i>	2	rc	rc		<i>Trifolium angustifolium</i>	1	rc	rc
	<i>Trifolium angustifolium</i>	1	2% Árvores	2%		<i>Trifolium campestre</i>	1	< 0.1% Árvores	< 0.1%
	<i>Lotus subbiflorus</i>	1	28% Arbustos	28%		<i>Vulpia geniculata</i>	1	17% Arbustos	17%
	<i>Lathyrus angulatus</i>	1	Leguminosas	12%		<i>Briza maxima</i>	1	Leguminosas	12%
	<i>Trifolium arvense</i>	1	71% Gramíneas	16%		<i>Anthemis mixta</i>	1	83% Gramíneas	19%
	<i>Vulpia geniculata</i>	1	Outras herbáceas	42%		<i>Crepis vesicaria</i>	1	Outras herbáceas	52%
	<i>Briza maxima</i>	1				<i>Raphanus raphanistrum</i>	1		
	<i>Dactylis glomerata</i>	1	Rnp	46%		<i>Galactites tomentosus</i>	1	Rnp	60%
	<i>Echium plantagineum</i>	1	<i>Stellarietea mediae</i>	18%		<i>Spergularia purpurea</i>	1	<i>Polygono-poetea annuae</i>	2%
	<i>Galactites tomentosus</i>	1	<i>Tuberarietea guttatae</i>	28%		<i>Campanula lusitanica</i>	1	<i>Stellarietea mediae</i>	28%
	<i>Andryala integrifolia</i>	1	<i>Festuco-brometea</i>	< 0.1%		<i>Jasione montana</i>	1	<i>Tuberarietea guttatae</i>	30%
	<i>Tolpis umbellata</i>	1	Pph	15%		<i>Tolpis umbellata</i>	1	<i>Festuco-brometea</i>	< 0.1%
	<i>Rumex bucephalophorus</i>	1	<i>Lygeo-stipetea</i>	2%		<i>Rumex bucephalophorus</i>	1	<i>Lygeo-stipetea</i>	7%
	<i>Orobancha minor</i>	1	<i>Stipo giganteae</i>	14%		<i>Andryala integrifolia</i>	1	<i>Poetea bulbosae</i>	< 0.1%
	<i>Cynodon dactylon</i>	1	Msd	26%		<i>Orobancha minor</i>	1	<i>Stipo giganteae</i>	7%
	<i>Andryala ragusina</i>	1	<i>Cisto-lavanduletea</i>	26%		<i>Cynodon dactylon</i>	1	Msd	10%
	<i>Trifolium campestre</i>	+	<i>Quercetea ilicis</i>	2%		<i>Parentucellia viscosa</i>	1	<i>Quercetea ilicis</i>	< 0.1%
	<i>Carlina corymbosa</i>	+	<i>Rhamno crenulatae</i>	2%		<i>Andryala ragusina</i>	1	Bpb	2%
	<i>Bellardia trixago</i>	+	Vhi	7%		<i>Trifolium glomeratum</i>	+	<i>Rhamno crenulatae</i>	2%
	<i>Centaureum erythraea</i>	+	<i>Isoeto-nanojuncetea</i>	6%		<i>Daucus carota</i>	+	Vhi	4%
			<i>Molinio-arhenatheretea</i>	2%		<i>Echium plantagineum</i>	+	<i>Isoeto-nanojuncetea</i>	< 0.1%
			<i>Thlaspietea rotundifolii</i>	2%		<i>Anagallis arvensis</i>	+	<i>Molinio-arhenatheretea</i>	4%
						<i>Scorpiurus muricatus</i>	+	<i>Phagnalo-rumicetea indurati</i>	7%
						<i>Bellardia trixago</i>	+	<i>Thlaspietea rotundifolii</i>	2%
						<i>Serapias parviflora</i>	+		
						<i>Centaureum erythraea</i>	+		
						<i>Pulicaria paludosa</i>	+		

Começando pelo talhão com menor perda de solo acumulada, o resultado em T7 é uma comunidade com elevada riqueza, diversidade e uniformidade (S = 39, H' = 3.20, J' = 0.87), mas ainda fortemente ancorada em espécies ruderais e pioneiras como (Rnp = 60%, e.g. *Avena barbata*, *Stipa capensis*) que, juntamente com a presença de bioindicadores de solos ácidos e pobres (*Rumex bucephalophorus*), apontam para uma situação de degradação severa numa fase ainda incipiente da sucessão secundária. Apesar disso, surgem alguns indícios de diversificação que sinalizam alguma recuperação estrutural, especialmente nos sectores superiores do talhão, com cerca de 17% da cobertura correspondente a arbustos pioneiros (e.g. *Phagnalon saxatile*, *Lavandula luisieri*, *Cistus ladanifer*). Assim, este talhão representa

uma etapa primária da sucessão ecológica ainda sem uma transição clara para matos ou pré-bosques, um exemplo de como a diversidade específica elevada pode não equivaler a uma diversidade funcional avançada.

Em T6, observa-se uma comunidade com riqueza específica moderada ($S = 30$), diversidade média ($H' = 2.87$) e uniformidade relativamente elevada ($J' = 0.84$). Este talhão apresenta uma cobertura distinta de T7 em dois pontos fundamentais: por um lado, é menos dominado por espécies ruderais e pioneiras ($Rnp = 46\%$, e.g. *Avena barbata*, *Leontodon taraxacoides*, *Jasione montana*) ou rupícolas ($Vrc = 2\%$, e.g. *Andryala ragusina*); e por outro, tem um coberto relativo muito superior com arbustos de matos e etapas secundárias de degradação do bosque mediterrâneo, em especial o rosmaninho (*Lavandula luisieri*, 20%) e a esteva (*Cistus ladanifer*, 6%). Apesar de partilharem os sinais de degradação coerentes com historial de mobilização contínua, T6 apresenta uma estrutura mais diversificada, com presença de alguns elementos isolados do estrato arbóreo (*Olea sylvestris*, 2%) e maior equilíbrio funcional, indicando uma fase mais avançada da sucessão ecológica, com uma transição evidente para matos de solos pobres e degradados.

Assim, enquanto T7 traduz uma etapa primária marcada pela abundância terofítica e cobertura herbácea quase exclusiva, T6 indica uma trajectória com maior incorporação de arbustos e sinais precoces de regeneração lenhosa. Uma vez mais, à semelhança do que foi observado no exemplo anterior, o talhão com maior degradação acumulada apresenta uma composição coerente com fases mais avançadas da sucessão ecológica. No entanto, avançar com uma hipótese explicativa para esta diferença é mais complexo: extrapolando o caso do abandono após cereais onde o talhão com o solo inicialmente mais exposto a processos de degradação apresentou maior coberto relativo de arbustivas (T1 com 9%, T2 com 35%), seria de esperar que T7 e T6 continuasse com essa tendência, com um coberto arbustivo cada vez maior quanto maior o gradiente de degradação prévia. No entanto, não é esse o caso: 17% de coberto arbustivo em T7 e 28% em T6. A justificação da diferença pode estar relacionada com dois factores: 1) as espécies presentes em T7 são mais parecidas com T2 do que as existentes em T6, e, portanto, com comportamentos de dominância semelhantes; 2) existem aspectos na gestão destas parcelas ao longo do tempo que certamente condicionam esta resposta.

Sobre o primeiro factor, existem duas espécies transversais a todos estes talhões, com abundâncias variáveis: *Lavandula luisieri* tem um coberto relativo mais elevado em T2 (21%),

seguido de T6 (20%), T1 (5%) e T7 (2%), e *Phagnalon saxatile* tem maior presença também em T2 (12.7%), mas seguido de T7 (7.4%), T1 (5%) e T6 (1%). Portanto, não parece haver um padrão suficientemente robusto para estabelecer qualquer hipótese explicativa: o grau de coberto com estas espécies não está suficientemente correlacionado com a perda de solo acumulada durante a gestão pré-abandono.

Até ao momento, ainda não se encontrou uma explicação plausível para o facto de, nos talhões T6 e T7, a rotação cereal-alqueive registar perdas de solo cerca de 40% inferiores à rotação cereal-sideração. No entanto, o efeito desta diferença muito dificilmente seria significativo considerando a duração e magnitude das perdas de solo nos anos de mobilização contínua que se seguiram: durante os anos de gestão semelhante em que o solo era permanentemente lavrado em profundidade no sentido do maior declive, a diferença na perda de solo é bastante mais reduzida (14%). Ainda assim, mantém a tendência de perdas de solo superiores em T6, sugerindo que factores locais mais complexos por exemplo relacionados com pequenas diferenças topográficas que favoreçam a concentração de fluxos de escorrência. Para este caso, o mais importante é que esta diferença, apesar de não ser marginal, não é significativa: ambos os talhões registaram perdas de solo que apontam para taxas de erosão bastante elevadas para este tipo de ecossistemas.

Nos últimos três anos pré-abandono (2006 a 2008), foi introduzida uma diferença na gestão que, apesar de pouco significativa nas perdas de solo acumulada destes dois talhões, pode ter influenciado as condições à superfície no momento do abandono. Enquanto o talhão T7 continuou a ser mobilizado de alto abaixo em profundidade, T6 passou a ser mobilizado apenas superficialmente (Figura 73). Durante esse período, a tendência de perda de solo inverteu-se: T6 perdeu 968 g m^{-2} enquanto em T7 acumulou perdas de $2\,830 \text{ g m}^{-2}$ durante esse período⁵⁵. Assim, apesar da maior perda de solo acumulada em T6 durante o período prolongado mobilização em profundidade ($18 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ contra $26 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ em T7), os anos imediatamente anteriores ao abandono parecem ter contribuído para condições de partida à superfície menos degradadas do que em T7.

⁵⁵ Nesta fase da série de dados de erosão, alguns eventos já estavam a ser afectados por algumas lacunas e pelo estado de degradação dos tanques. Por esse motivo não é possível estimar com fiabilidade valores médios anuais.



Figura 73 - Talhões T6 (lavrado superficialmente) e T7 (lavrado em profundidade) em Outubro de 2006.

A composição funcional destes talhões é coerente com a existência de condições de partida mais favoráveis em T6 do que em T7: após mobilização menos intensiva nos anos imediatamente anteriores ao abandono, mitigou-se parte da degradação à superfície e as espécies arbustivas tiveram maior facilidade em instalar-se, começando a colonização no topo em direcção à base, à semelhança do que se observou em T2. No entanto, considerando a dinâmica de vertentes, o sector superior dos talhões terá menor proporção de partículas finas do solo e, portanto, a colonização com arbustivas iniciou-se em áreas de substrato relativamente mais grosseiro. Este comportamento diferenciado coloca uma questão: Porque é que, nos talhões de cereal, o coberto arbustivo cresceu mais no solo inicialmente mais degradável (alqueive lavrado), mas nos talhões de mobilização contínua cresceu mais no solo com menor risco de degradação pós-abandono (mobilização superficial)?

Caracterizando estes talhões segundo a sua degradação potencial pós abandono, é possível estabelecer um gradiente progressivo: 1) com o restolho de cereal, o solo fica mais protegido da erosão, conserva melhor a humidade e tem mais matéria orgânica disponível, favorecendo o domínio de herbáceas pioneiras gramíneas com alguma densidade radicular – T1; 2) com o alqueive lavrado, o solo está ligeiramente mais exposto a processos erosivos que podem alterar ligeiramente a textura e reconfigurar o banco de sementes, permitindo a colonização de arbustivas a partir do topo – T2; 3) com o solo lavrado em superfície, os processos erosivos são mais intensos e o banco de sementes está constantemente degradado, criando condições para os arbustos colonizarem a partir do topo e quase até à base do talhão – T6; 4) ao fim de quase duas décadas de solo continuamente lavrado em profundidade e permanentemente exposto, o banco de sementes está praticamente destruído, o solo tem pouca capacidade de reter humidade, e a formação de crostas de solo que favorecem líquenes

e espécies rupícolas, resultando no domínio da vegetação ruderal e pioneira e valores mais baixos de coberto vegetal – T7 (Figura 74).



Figura 74 - Talhões T6 e T7 em Janeiro de 2024.

Complementando esta análise com os padrões identificados nos talhões abandonados após rotação de cereais, parecem surgir duas hipóteses. Por um lado, esta vegetação arbustiva surge com maior abundância nos talhões que representam fases mais avançadas da degradação, ou fases mais incipientes da recuperação. Isto é coerente com o comportamento típico das arbustivas pioneiras tolerantes à seca, que tendem a instalar-se em solos pobres, degradados, expostos e pedregosos. Para além disso, os níveis de coberto relativo de cada uma destas espécies é coerente com o seu comportamento individual: *Cistus ladanifer*, bastante adaptada a solos pobres e inférteis, instala-se de forma idêntica em qualquer um destes talhões severamente degradados (6 a 7% de coberto relativo); *Lavandula luisieri*, não tão prolífica na colonização de solos severamente degradados ou inférteis, espalhou-se com muito mais facilidade em T6 (21%) do que T7 (2%). Esta dinâmica contrasta com o comportamento expectável da sucessão ecológica neste tipo de ecossistemas – onde as herbáceas e gramíneas se instalam primeiro, melhoram o solo, para depois dar lugar ao domínio das arbustivas e assim sucessivamente – reforçam a ideia de que gradientes mais elevados de degradação podem induzir a colonização com arbustos esclerófilos, encurtando a fase do domínio das herbáceas pioneiras e acelerando a sucessão ecológica progressiva.

Ao ter perdido três vezes mais solo do que T6 nos últimos anos de mobilização contínua, T7 apresenta condições de maior erodibilidade à superfície no momento do abandono, invertendo a tendência de maior coberto arbustivo em áreas mais degradadas pela

acção humana. Se, por um lado, alguma degradação parece criar condições propícias para acelerar o desenvolvimento estrutural da vegetação nos talhões, esta diferença aponta para a existência de limiares de degradação que, quando ultrapassados, restringem seriamente o ritmo e capacidade de recuperação do ecossistema (Figura 75). O resultado é um coberto vegetal tanto mais reduzido quanto maior a degradação potencial pós abandono e, depois de ultrapassado esse limiar crítico de degradação, um ecossistema que responde com uma grande diversidade de ruderais, pioneiras e rupícolas, mas com muita dificuldade em avançar na sucessão ecológica. Esta análise, baseada apenas na composição florística e na leitura funcional e sintaxonómica da vegetação nos talhões, será complementada adiante com dados referentes ao comportamento da estrutura da vegetação, resposta hidrológica das vertentes e dinâmicas de carbono no solo.

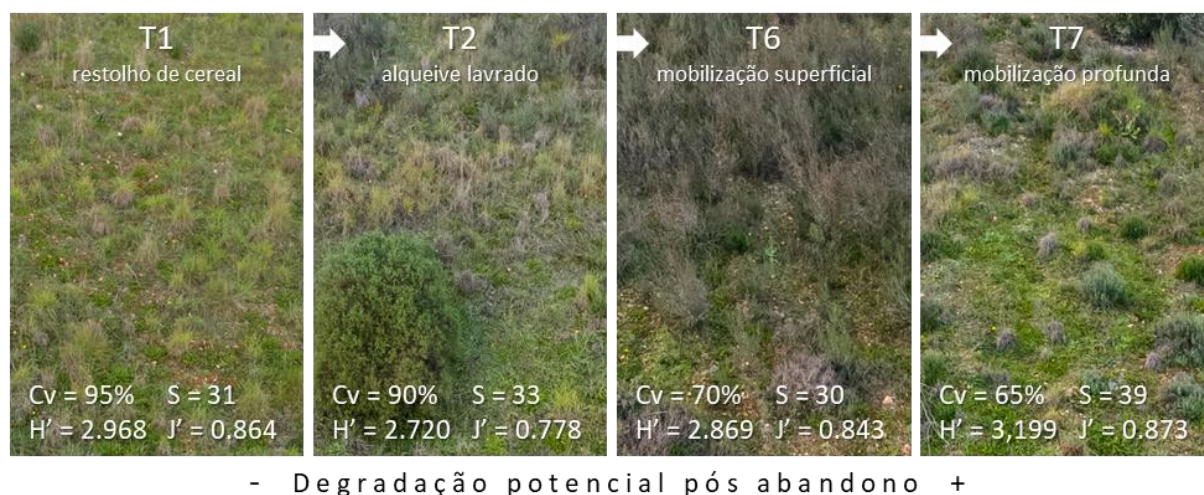


Figura 75 - Pormenor do sector médio dos talhões T1, T2, T6 e T7 em Janeiro de 2024. Cv = coberto vegetal, S = riqueza específica, H' = diversidade de Shannon, J' = uniformidade de Pielou.

Abandono após coberto contínuo de forrageiras (T4 e T5)

Os talhões T4 e T5 constituem exemplos representativos das dinâmicas de sucessão ecológica após o abandono da gestão forrageira contínua (Tabela 21). A análise das comunidades vegetais permite compreender o efeito prolongado do histórico de uso e os padrões funcionais emergentes nas fases iniciais da sucessão secundária.

Tabela 21 - Fichas dos talhões T4 e T5 com o levantamento florístico, as características do talhão, e a cobertura relativa por estrato, grupo funcional e classe fitossociológica. rc = cobertura relativa calculada com base na conversão dos índices de Braun-Blanquet em valores percentuais, Rnp = Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira, Pph = Pastagens e pradarias herbáceas,

Msd = Matagais e etapas secundárias de degradação florestal, Bpb = Bosques e pré-bosques, Vhi = Vegetação higrófila e temporariamente inundada, Vrc = Vegetação rupícola, cascalhenta.

T4					T5				
Arv	<i>Olea sylvestris</i>	+	Coberto Vegetal	97%	Arv	<i>Olea sylvestris</i>	+	Coberto Vegetal	100%
Arb	<i>Lavandula luisieri</i>	1	Ano de abandono	2008	H	<i>Dactylis glomerata</i>	3	Ano de abandono	2008
H	<i>Ornithopus compressus</i>	3	Última rotação	Forragem contínuo		<i>Galactites tomentosus</i>	3	Última rotação	Forragem contínuo
	<i>Avena barbata</i>	3	Último coberto	Forragem		<i>Leontodon taraxacoides</i>	3	Último coberto	Forragem
	<i>Avena barbata</i>	3	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	40		<i>Holcus annuus</i>	3	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	38
	<i>Galactites tomentosus</i>	3	Riqueza específica (S)	39		<i>Trifolium glomeratum</i>	2	Riqueza específica (S)	27
	<i>Leontodon taraxacoides</i>	3	Diversidade de Shannon (H')	2.996		<i>Lotus subbiflorus</i>	2	Diversidade de Shannon (H')	2.839
	<i>Leontodon taraxacoides</i>	3	Uniformidade de Pielou (J')	0.818		<i>Avena barbata</i>	2	Uniformidade de Pielou (J')	0.861
	<i>Lathyrus angulatus</i>	2				<i>Vulpia geniculata</i>	2		
	<i>Dactylis glomerata</i>	2				<i>Echium plantagineum</i>	2		
	<i>Echium plantagineum</i>	2	rc	rc		<i>Tolpis umbellata</i>	2	rc	rc
	<i>Holcus annuus</i>	2	< 0.1% Árvores	< 0.1%		<i>Cynodon dactylon</i>	2	< 0.1% Árvores	< 0.1%
	<i>Anarrhinum bellidifolium</i>	2	1% Arbustos	1%		<i>Anarrhinum bellidifolium</i>	2	-- Arbustos	--
	<i>Andryala ragusina</i>	2	Leguminosas	22%		<i>Carlinia racemosa</i>	2	Leguminosas	12%
	<i>Trifolium angustifolium</i>	1	99% Gramíneas	27%		<i>Andryala ragusina</i>	2	Gramíneas	23%
	<i>Trifolium glomeratum</i>	1	Outras herbáceas	50%		<i>Trifolium angustifolium</i>	1	Outras herbáceas	65%
	<i>Bromus sterilis</i>	1				<i>Vicia lutea</i>	1		
	<i>Bromus hordeaceus</i>	1	Artemisietea vulgaris	< 0.1%		<i>Vulpia bromoides</i>	1	Rnp 49% Stellarietea mediae	28%
	<i>Vulpia geniculata</i>	1	Rnp 76% Stellarietea mediae	35%		<i>Agrostis pourretii</i>	1	Tuberarietea guttatae	22%
	<i>Briza maxima</i>	1	Tuberarietea guttatae	41%		<i>Orabanche minor</i>	1	Pph 26% Poetea bulbosae	5%
	<i>Vulpia bromoides</i>	1	Festuco-brometea	1%		<i>Parentucellia viscosa</i>	1	Stipo giganteae	21%
	<i>Lolium perenne</i>	1	Pph 10% Poetea bulbosae	1%		<i>Pulicaria paludosa</i>	1	Bpb 1% Quercetea ilicis	< 0.1%
	<i>Crepis vesicaria</i>	1	Stipo giganteae	8%		<i>Briza maxima</i>	+	Rhamno crenulatae	1%
	<i>Stachys arvensis</i>	1	Msd 1% Cisto-lavanduletea	1%		<i>Lolium multiflorum</i>	+	Isoeto-nanojuncetea	8%
	<i>Andryala integrifolia</i>	1	Bpb < 0.1% Quercetea ilicis	< 0.1%		<i>Anthemis mixta</i>	+	Molinio-arrihenatheretea	6%
	<i>Brachypodium distachyon</i>	1	Vhi 5% Isoeto-nanojuncetea	2%		<i>Urospermum picroides</i>	+	Phagnalo-rumicetea indurati	5%
	<i>Sanguisorba minor</i>	1	Molinio-arrihenatheretea	3%		<i>Euphorbia exigua</i>	+	Thlaspietea rotundifolii	5%
	<i>Parentucellia viscosa</i>	1	Vrv 8% Phagnalo-rumicetea indurati	4%					
	<i>Crepis capillaris</i>	1	Thlaspietea rotundifolii	4%					
	<i>Carlinia racemosa</i>	1							
	<i>Pulicaria paludosa</i>	1							
	<i>Lotus subbiflorus</i>	+							
	<i>Chrysanthemum segetum</i>	+							
	<i>Daucus carota</i>	+							
	<i>Urospermum picroides</i>	+							
	<i>Anthemis mixta</i>	+							
	<i>Anagallis arvensis</i>	+							
	<i>Carlinia corymbosa</i>	+							
	<i>Hedypnois cretica</i>	+							
	<i>Biserrula pelecinus</i>	+							
	<i>Plantago lanceolata</i>	+							

Em T4, a comunidade apresenta riqueza elevada ($S = 39$), com diversidade e uniformidade médias ($H' = 3.00$, $J' = 0.82$), refletindo um coberto herbácea ainda homogêneo herdado de quase duas décadas de ocupação com forragem de trevo subterrâneo (*Trifolium subterraneum*). O coberto vegetal é praticamente contínuo (97%), dominado por gramíneas (27%), leguminosas (22%) e outras herbáceas (50%), enquanto arbustos e árvores têm presença residual (*Lavandula luisieri* com cerca de 1% de coberto relativo e um pequeno zambujeiro isolado no topo do talhão). A forte expressão das terófitas ruderais e pioneiras (Rnp = 76%) aponta para uma fase ainda pouco desenvolvida da sucessão secundária, com alguma presença de gramíneas e herbáceas perenes a contribuir para alguma estabilização de processos no solo, enquanto um coberto importante de leguminosas como *Ornithopus compressus* (9%) contribui para a fertilidade do solo através da fixação de azoto.

No talhão T5, também abandonado após vários anos com trevo subterrâneo, verifica-se uma menor riqueza específica ($S = 27$) e diversidade e uniformidade médias ($H' = 2.84$; $J' =$

0.86). A comunidade é claramente herbácea: 100% do coberto é composto por gramíneas, leguminosas e outras herbáceas, sem presença de arbustos ou árvores, com exceção de um pequeno zambujeiro no topo do talhão. A composição funcional deste talhão aponta para uma fase mais desenvolvida da sucessão secundária: o coberto relativo de vegetação ruderal e pioneira é mais reduzido ($R_{np} = 49\%$), em detrimento de um peso mais relevante do grupo da vegetação de pradarias herbáceas ($P_{ph} = 26\%$) com destaque para as gramíneas e outras herbáceas acidófilas da *Stipo giganteae*–*Agrostietea castellanae* (21%), que reforçam o carácter de prado perene em transição. A componente ruderal assegura uma elevada densidade de plantas das primeiras etapas da sucessão secundária, enquanto gramíneas como a *Dactylis glomerata* (10%) melhoram a estrutura do solo graças às suas raízes densas e profundas, e contribuem para a fornecimento e fixação de matéria orgânica à superfície.

Este perfil encaixa na interpretação feita com base nos padrões de composição específica: talhões abandonados a partir de cobertos forrageiros parecem manter-se numa fase mais estabilizada da sucessão secundária, ainda que estruturalmente limitada pelo domínio total das herbáceas. A presença consistente de gramíneas de porte médio associadas a leguminosas fixadoras de azoto sugere um processo de enriquecimento do solo que poderá sustentar a transição para comunidades mais estáveis. Embora os arbustos ainda sejam raros, a sua ocorrência evidencia algum adensamento da estrutura. No entanto, existem algumas diferenças entre T4, com uma importante presença de leguminosas, e T5, mais colonizado por gramíneas, provavelmente condicionadas por processos ecológicos subjacentes cuja explicação permanece pouco clara com os dados disponíveis (Figura 76).



Figura 76 - Talhões T4 e T5 em Janeiro de 2024.

O ensaio com aromáticas e o reinício do processo de abandono (T10 e 11)

Os exemplos de T10 e T11 são casos particulares na série de CEEVF: tiveram uma rotação cereal-alqueive em tudo idêntica a T1 e T2 desde 1962, foram abandonados em 2008 ambos com restolho de cereal, mas com algumas diferenças nas taxas de perda de solo ($62 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ em T10 e $89 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ em T11). A Figura 77-A representa o estado dos talhões T10 e T11 seis anos depois do abandono e um ano antes do ensaio com aromáticas. Nessa imagem, o talhão T10 apresenta um coberto vegetal menos denso, com herbáceas anuais mais baixas, e um conjunto de pequenos arbustos que pela cor, estrutura, e presença de pequenas flores amarelas aparentam ser espécimes jovens de *Genista hirsuta* (Silva, 2022). Portanto, antes da mobilização para o ensaio das aromáticas, já existiam padrões na estrutura da vegetação que apontavam para algumas diferenças na trajetória de recuperação, com T11 a apresentar um coberto mais denso e homogêneo, com menos retalhos de solo a descoberto. À luz dos dados disponíveis, a única diferença entre estes dois talhões até essa data eram as taxas de perda de solo superiores em T11 e inferiores em T10, ou seja, seria expectável que se observasse o contrário.

No ano 2015/16, ambos voltaram a ter gestão activa para um ensaio com plantas aromáticas e medicinais. Ambos os talhões semeados com cominho, coentro, anis, calêndula, funcho e camomila, entre Novembro e Dezembro de 2015, com a diferença de T10 ter sido mobilizado segundo as curvas de nível, e T11 no sentido do maior declive, amplificando as diferenças já existentes na perda de solo durante os anos de cereal-alqueive (Figura 77-B).

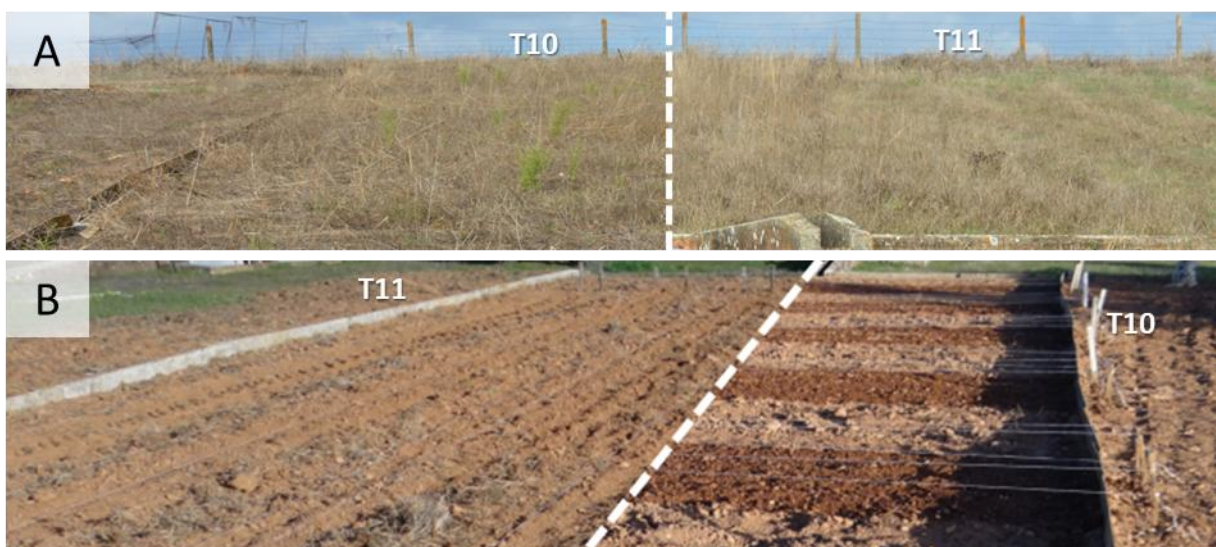


Figura 77 - Talhões T10 e T11 em Setembro de 2014 visto da base (A) e em Dezembro de 2015, vista a partir do topo (B).

No entanto, estes ensaios foram severamente limitados pela distribuição das chuvas durante esse ano. O mês Setembro tinha tido uma precipitação (18.1 mm) abaixo da média de 1981-2010 (27 mm), mas Outubro tinha sido mais chuvoso (81 mm) do que a média (65 mm), criando condições ótimas de humidade no solo para mobilização e preparação da terra antes da sementeira. No entanto, a partir de Novembro, o ano foi bastante seco: entre Novembro e Março registaram-se 125 mm, menos de metade da média de 1981-2010 (270 mm), com nenhum mês a aproximar-se da respectiva média e Novembro sendo o mês mais atípico, com cinco vezes menos precipitação do que a média de referência. Assim, apesar de algumas sementes terem germinado, o coberto não se desenvolveu e o solo ficou seco e exposto até aos meses da Primavera, mais chuvosos (55 mm em Abril, 97 mm em Maio) do que o habitual (49 mm e 39 mm, respectivamente), e com dias de chuva bastante intensos, com um dia acima dos 20 mm e dois dias acima dos 30 mm. Com o solo mobilizado, exposto e susceptível à erosão, pode-se considerar que a trajectória de abandono foi reiniciada neste momento, ou seja, os talhões T10 e T11 são dois casos de estudo de abandono mais recente, com um historial de degradação semelhante a T1 e T2 (Tabela 22).

Tabela 22 - Fichas dos talhões T10 e T11 com o levantamento florístico, as características do talhão, e a cobertura relativa por estrato, grupo funcional e classe fitossociológica. rc = cobertura relativa calculada com base na conversão dos índices de Braun-Blanquet em valores percentuais, Rnp = Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira, Pph = Pastagens e pradarias herbáceas, Msd = Matagais e etapas secundárias de degradação florestal, Bpb = Bosques e pré-bosques, Vhi = Vegetação higrófila e temporariamente inundada, Vrc = Vegetação rupícola, cascalhenta.

T10					T11						
H		<i>Ornithopus compressus</i>	4	Coberto Vegetal	97%	Arb		<i>Helichrysum stoechas</i>	+	Coberto Vegetal	100%
		<i>Trifolium glomeratum</i>	2	Ano de abandono	2015	H		<i>Ornithopus compressus</i>	3	Ano de abandono	2015
		<i>Vulpia geniculata</i>	2	Última rotação	d)			<i>Galactites tomentosus</i>	3	Última rotação	d)
		<i>Dactylis glomerata</i>	2	Último coberto	Aromáticas			<i>Avena barbata</i>	2	Último coberto	Aromáticas
		<i>Agrostis pourretii</i>	2	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	62			<i>Dactylis glomerata</i>	2	Perda de solo pré abandono (g m ⁻² y ⁻¹)	89
		<i>Anthemis mixta</i>	2	Riqueza específica (S)	29			<i>Echium plantagineum</i>	2	Riqueza específica (S)	27
		<i>Galactites tomentosus</i>	2	Diversidade de Shannon (H')	2.883			<i>Jasione montana</i>	2	Diversidade de Shannon (H')	2.673
		<i>Chrysanthemum segetum</i>	2	Uniformidade de Pielou (J')	0.856			<i>Leontodon taraxacoides</i>	2	Uniformidade de Pielou (J')	0.811
		<i>Jasione montana</i>	2					<i>Holcus annuus</i>	2		
		<i>Leontodon taraxacoides</i>	2	rc	rc			<i>Orobanche minor</i>	2	rc	rc
		<i>Holcus annuus</i>	2	-- Árvores	--			<i>Parentucellia viscosa</i>	2	-- Árvores	--
		<i>Orobanche minor</i>	2	-- Arbustos	--			<i>Trifolium angustifolium</i>	1	<0.1% Arbustos	<0.1%
		<i>Parentucellia viscosa</i>	2	Leguminosas	26%			<i>Lathyrus angulatus</i>	1	Leguminosas	19%
		<i>Andryala ragusina</i>	2	100% Gramíneas	17%			<i>Briza maxima</i>	1	100% Gramíneas	18%
		<i>Anarrhinum bellidifolium</i>	2	Outras herbáceas	57%			<i>Agrostis pourretii</i>	1	Outras herbáceas	64%
		<i>Trifolium angustifolium</i>	1					<i>Daucus carota</i>	1		
		<i>Trifolium arvense</i>	1	Artemisietea vulgaris	<0.1%			<i>Spergularia purpurea</i>	1	Artemisietea vulgaris	2%
		<i>Avena barbata</i>	1	Rnp 58% Polygono-poetea annuae	1%			<i>Campanula transtagana</i>	1	Pegano-salsolitea	<0.1%
		<i>Spergularia purpurea</i>	1	Stellarietete mediae	26%			<i>Cynodon dactylon</i>	1	Rnp 69% Polygono-poetea annuae	2%
		<i>Echium plantagineum</i>	1	Tuberarietete guttatae	30%			<i>Bromus sterilis</i>	+	Stellarietete mediae	30%
		<i>Crepis vesicaria</i>	1	Pph 15% Poetea bulbosae	5%			<i>Agrostis castellana</i>	+	Tuberarietete guttatae	34%
		<i>Cynodon dactylon</i>	1	Msd <0.1% Trifolio medii-geranietea	<0.1%			<i>Crepis vesicaria</i>	+	Pph 14% Stipo giganteae	14%
		<i>Lotus conimbricensis</i>	+	Bpb 5% Rhamno crenulatae	5%			<i>Urospermum picroides</i>	+	Msd <0.1% Trifolio medii-geranietea	<0.1%
		<i>Briza maxima</i>	+	Vhi 12% Isoeto-nanojuncetete	5%			<i>Lophochloa cristata</i>	+	Bpb 7% Rhamno crenulatae	7%
		<i>Carlina corymbosa</i>	+	Vrc 10% Phagnalo-rumicetete indurati	5%			<i>Rumex acetosella</i>	+	Vhi 11% Isoeto-nanojuncetete	2%
		<i>Hedypnois cretica</i>	+	Molinio-arthenatheretete	7%			<i>Carlina racemosa</i>	+	Molinio-arthenatheretete	9%
		<i>Andryala integrifolia</i>	+								
		<i>Rumex acetosella</i>	+								
		<i>Campanula rapunculus</i>	+					<i>Campanula rapunculus</i>	+		
				d) rotação Cereal-Alqueive até ao abandono em 2008, interrompido em 2015 com a tentativa de introdução de aromáticas. Os dados da perda de solo pré-abandono referem-se ao período da rotação Cereal-Alqueive.							

Apesar da história comum, os resultados actuais revelam nuances (Figura 78): T10 mostra valores ligeiramente mais elevados de riqueza, diversidade e uniformidade ($S = 29$, $H' = 2.88$, $J' = 0.86$), predominantemente ocupado por vegetação ruderal e pioneira ($Rnp = 58\%$), enquanto T11 apresenta uma diversidade alfa mais moderada ($S = 27$, $H' = 2.67$, $J' = 0.81$), com maior dominância de ruderais e pioneiras ($Rnp = 69\%$). Esta diferença é directamente compensada por um coberto importante de espécies adaptadas a ambientes rupícolas em T10 (10%). Ambos apresentam um coberto típico de uma etapa inicial sem transição clara para matos ou pré-bosques, mas já com uma presença importante de gramíneas (e.g. *Dactylis glomerata*) e leguminosas (e.g. *Ornithopus compressus*), que desempenham um papel importante na estabilização de processos à superfície e fornecimento de nutrientes ao solo, indicando uma trajectória relativamente avançada desta fase da sucessão. A diferença na proporção entre ruderais e rupícolas em T10 e T11 não parece ser coerente com as hipóteses levantadas anteriormente: se T10 foi mobilizado segundo as curvas de nível e T11 foi mobilizado no sentido do maior declive, seguindo a lógica discutida nos pontos anteriores, T11 teria uma maior erosão potencial no pós-abandono e, por isso, apresentar condições de degradação superficial mais adequadas a rupícolas que, por definição, ocupam afloramentos rochosos, solos incipientes ou muito pobres.

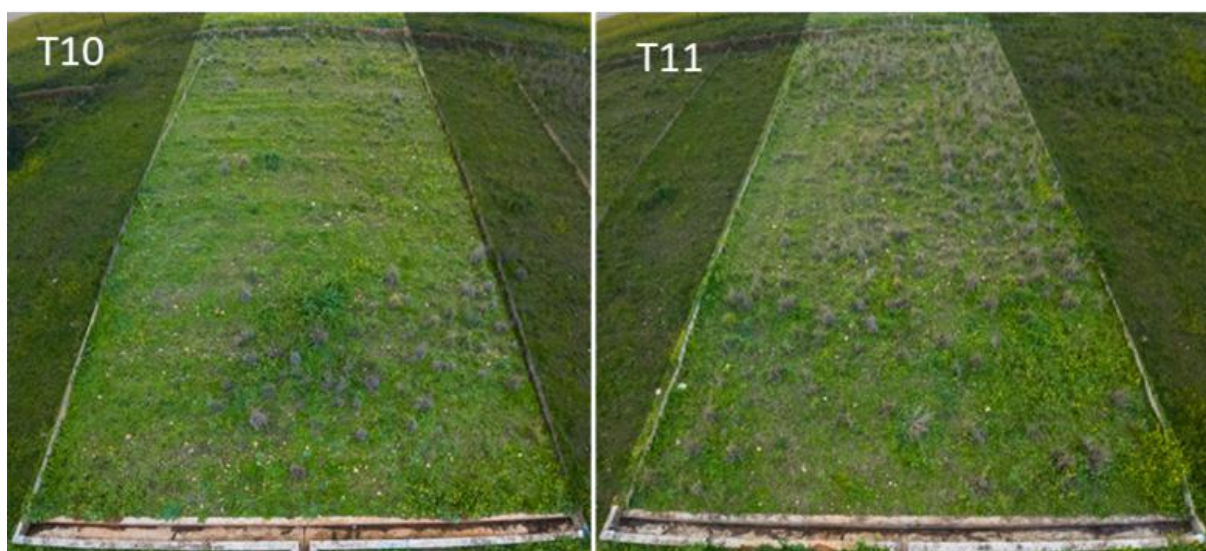


Figura 78 - Talhões T10 e T11 em Novembro de 2023

Existem duas hipóteses para este comportamento não se verificar: uma relacionada com o comportamento destas espécies em associação com as dinâmicas à superfície do solo, outra relacionada com limitações do levantamento florístico. Primeiro, as rupícolas, ainda que tolerem solos pedregosos e pobres, exigem alguma estabilidade nos substratos onde se

inserir, ocupando com mais facilidade áreas onde não haja tanta competição com ruderais como crostas minerais ou áreas com mais rochas expostas. A maior facilidade na formação de crostas minerais em T10 do que em T11 é coerente com as diferenças na perda de solo acumulada: se T10 registou perdas de solo menos acentuadas, tem maior disponibilidade de sedimentos finos necessários para selar a camada superficial do solo; para além disso, ao ter sido mobilizado segundo as curvas de nível, a escorrência desses materiais à superfície é restringido, promovendo a acumulação desses sedimentos. T11, ao ter perdido mais sedimentos durante a gestão activa e tendo sido mobilizado no sentido do declive, tem simultaneamente menos disponibilidade de partículas finas e fluxos de escorrência mais intensos. Essa instabilidade criou condições mais favoráveis ao estabelecimento mais homogéneo, mas muito denso de ruderais, adaptadas a ambientes perturbados e com maiores oscilações de recursos. A figura X ilustra as diferenças entre T10 e T11

Por outro lado, o levantamento florístico teve uma particularidade ao ter sido efectuado em Maio de 2024: depois de um ano de 2022/23 bastante seco, o coberto vegetal dos talhões estava estruturalmente debilitado, com as anuais a apresentarem pouco desenvolvimento vertical; no entanto, os meses de Janeiro, Fevereiro e Março foram muito chuvosos e, à data do levantamento, a vegetação tinha-se desenvolvido bastante em altura, sendo o talhão T11 um dos que registou maiores diferenças. Esta situação coloca um desafio: as ruderais e pioneiras, ao responderem muito rapidamente a condições mais favoráveis de precipitação, tornam muito mais difícil encontrar as rupícolas que, para além de terem menor porte, são menos sensíveis a essas diferenças; esta dificuldade é acrescida num dos poucos talhões com 100% de coberto vegetal. Portanto, se por um lado é estranho que T11 seja o único talhão onde não foi identificada nenhuma das duas espécies associadas à vegetação rupícola (*Anarrhinum bellidifolium* e *Andryala ragusina*), pode admitir-se que isso esteja mais relacionado a este fenómeno do que à sua ausência, que parece improvável. Para além disso, da mesma forma que existem factores não identificados que contribuem para a perda de solo diferenciada nestes dois talhões, também esta diferença de coberto pode estar associada a mecanismos que não são possíveis de explicar com base nos dados disponíveis.

Os casos de T10 e T11 sugerem que a cronologia de abandono não é suficiente para explicar as trajectórias de composição florística pós abandono, pois distúrbios pontuais, como a mobilização, podem reiniciar e reconfigurar o processo de sucessão secundária. Ao mesmo

tempo, as diferenças entre os dois talhões demonstram que, mesmo sob formas de gestão, gradientes de degradação prévios e perturbações semelhantes, pequenas diferenças relacionadas com as condições de partida à superfície ou outros factores internos do talhão condicionam a recuperação, conduzindo a padrões divergentes de diversidade e composição funcional.

Talhões reflorestados: diferenças entre espécies endémicas e exóticas (T8 e T9)

Os talhões T8 e T9 foram ambos reflorestados em 2002, em condições de instalação semelhantes (*valle combro*), mas com espécies distintas: *Pinus pinea* em T8 e *Quercus rotundifolia* em T9 (Tabela 23). Apesar de partilharem um historial agrícola comparável e níveis de coberto vegetal idênticos, a composição florística e estrutural actual revela trajetórias distintas.

Tabela 23 - Fichas dos talhões T8 e T9 com o levantamento florístico, as características do talhão, e a cobertura relativa por estrato, grupo funcional e classe fitossociológica. rc = cobertura relativa calculada com base na conversão dos índices de Braun-Blanquet em valores percentuais, Rnp = Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira, Pph = Pastagens e pradarias herbáceas, Msd = Matagais e etapas secundárias de degradação florestal, Bpb = Bosques e pré-bosques, Vhi = Vegetação higrófila e temporariamente inundada, Vrc = Vegetação rupícola, cascalhenta.

Arv

Pinus pinea

5

Quercus rotundifolia

1

Arb

Phagnalon saxatile

3

H

Hordeum murinum

2

Urospermum picroides

2

Galactites tomentosus

2

Leontodon taraxacoides

2

Trifolium subterraneum

1

Bromus sterilis

1

Bromus hordeaceus

1

Stipa capensis

1

Dactylis glomerata

1

Lolium multiflorum

1

Phalaris coerulescens

1

Lamarckia aurea

1

Umbilicus heylandianus

1

Urtica urens

1

Tolpis umbellata

1

Vicia sativa

+

Trifolium angustifolium

+

Lotus corniculatus

+

Avena barbata

+

Bromus tectorum

+

Vulpia geniculata

+

Briza maxima

+

Poa nemoralis

+

Cynosurus cristatus

+

Agrostis pourretii

+

Lactuca serriola

+

Lophochlaena cristata

+

Sisymbrium officinale

+

Stachys arvensis

+

Trifolium cherleri

+

Polycarpon tetraphyllum

+

Spergularia purpurea

+

Chrysanthemum segetum

+

Anthemis mixta

+

Sonchus asper

+

Hedysarum creticum

+

Daucus carota

+

Campanula lusitanica

+

Euphorbia exigua

+

Andryala integrifolia

+

Crepis capillaris

+

Andryala ragusina

+

Anarrhinum bellidifolium

+

T8

Coberto Vegetal

85%

Ano de abandono

2002

Última rotação

c)

Último coberto

Pinheiro manso (introduzido)

Perda de solo pré abandono (g m⁻² y⁻¹)

15

Riqueza específica (S)

46

Diversidade de Shannon (H')

2.381

Uniformidade de Pielou (J')

0.622

rc

36% Árvores

36%

15% Arbustos

15%

Leguminosas

2%

Gramíneas

19%

Outras herbáceas

29%

Rnp

42%

Polygono-poetea annuae

<0.1%

Stellarietea mediae

31%

Tuberarietea guttatae

9%

Lygeo-stipetea

15%

Pph

18%

Poetea bulbosae

2%

Stipo giganteae

2%

Quercetea ilicis

2%

Med

2%

Quercus-fagetea sylvaticae

<0.1%

Isoeto-nanojuncetea

<0.1%

Vhi

4%

Molinia-arhenatheretea

4%

Vrc

<1%

Phagnalo-rumicetea indurati

<0.1%

Thlaspietea rotundifolia

<0.1%

Rfi

34%

Outras não endêmicas introd.

34%

c) série final complexa com três anos de pastagem, seguidos de quatro anos de leguminosa e quatro anos de vegetação espontânea até à reflorestação com Pinheiro manso em valle combro

T9

Coberto Vegetal

85%

Ano de abandono

2002

Última rotação

c)

Último coberto

Azinheira (introduzida)

Perda de solo pré abandono (g m⁻² y⁻¹)

24

Riqueza específica (S)

41

Diversidade de Shannon (H')

2.999

Uniformidade de Pielou (J')

0.808

rc

22% Árvores

22%

2% Arbustos

2%

Leguminosas

10%

Gramíneas

9%

Outras herbáceas

57%

Rnp

57%

Artemisia vulgaris

<0.1%

Polygono-poetea annuae

2%

Stellarietea mediae

37%

Tuberarietea guttatae

18%

Festuco-brometea

<0.1%

Lygeo-stipetea

2%

Pph

12%

Poetea bulbosae

2%

Stipo giganteae

8%

Quercetea ilicis

22%

Bpb

24%

Quercus-fagetea sylvaticae

<0.1%

Rhamno crenulatae

2%

Vhi

4%

Isoeto-nanojuncetea

2%

Molinia-arhenatheretea

2%

Vrc

4%

Phagnalo-rumicetea indurati

2%

Thlaspietea rotundifolia

2%

c) série final complexa com três anos de pastagem, seguidos de quatro anos de leguminosa e quatro anos de vegetação espontânea até à reflorestação com Azinheira em valle combro.

Em T8, a comunidade apresenta a maior riqueza específica registada entre os reflorestados ($S = 46$), mas valores de diversidade e uniformidade mais baixos ($H' = 2.38$, $J' = 0.62$). O coberto arbóreo (36%) é dominado pelo pinheiro manso, cuja sombra precoce e deposição de caruma parecem condicionar fortemente a regeneração herbácea. O resultado é uma comunidade com grande número de espécies presentes, mas em abundâncias muito reduzidas, sem nenhuma conseguir afirmar-se de forma robusta. A elevada riqueza específica pode estar relacionada com um maior efectivo de dispersores: ao contrário do que acontece nas demais árvores dos talhões do CEEVF, os pinheiros em T8 são frequentemente utilizados para nidificação de aves dispersoras. O padrão de diversidade é reforçado pela forte expressão de terófitas ruderais e pioneiras ($R_{np} = 42\%$) que dominam o talhão a par do pinheiro manso (34%). Em termos funcionais, T8 traduz um mosaico instável, onde a elevada riqueza não parece corresponder a uma trajectória consolidada da sucessão.

No talhão T9, reflorestado com azinheira, a riqueza é ligeiramente inferior ($S = 41$), mas a diversidade e a uniformidade são mais elevadas ($H' = 2.99$, $J' = 0.81$), evidenciando uma comunidade mais equilibrada. A cobertura arbórea (22%) corresponde a jovens azinheiras, embora com mortalidade visível: estima-se que apenas um quarto a um terço das árvores plantadas se tenha estabelecido. Os espaços entre azinheiras são ocupados por herbáceas anuais e perenes, com pouca expressão de gramíneas e leguminosas, indicando alguma inércia na trajectória de sucessão. Apesar desta maior coerência florística, a fragilidade do azinhal instalado sugere limitações de adaptação, sobretudo quando comparado com o vigor espontâneo de um sobreiro observado em T15, o talhão mais degradado. Este contraste indica que, no contexto ecológico local, a sucessão poderá tender mais naturalmente para um sobreiral do que para um azinhal, algo importante de confirmar em trabalhos futuros.



Figura 79 - Talhões T8 e T9 em Janeiro de 2024.

A leitura conjunta de T8 e T9 (Figura 79) mostra que a escolha da espécie de reflorestação condiciona profundamente as trajetórias pós-abandono. O pinheiro manso, apesar do crescimento rápido e da cobertura arbórea precoce, introduz constrangimentos ao desenvolvimento das espécies presentes no banco de sementes, gerando comunidades florísticas ricas, mas ecologicamente instáveis. A azinheira, por sua vez, alinha-se melhor com a matriz florística regional e permite o aparecimento de algumas espécies de pré-bosque, mas sofre de taxas de mortalidade elevadas que comprometem a consolidação da trajetória. Assim, T8 e T9 ilustram dois caminhos distintos: um modelo de reflorestação com lenhosas de crescimento rápido, que aceleram a cobertura inicial, mas criam barreiras à diversificação funcional; e um modelo com uma espécie típica dos bosques espontâneos da região, que favorece a coerência florística, mas enfrenta limitações na instalação. A comparação com talhões espontâneos, como T13a e T15, sugere que a sucessão natural parece conduzir de forma mais consistente para sistemas dominados por *Quercus suber*, sugerindo que o sobreiral representa a vegetação potencial mais estável nesta área.

Uma série longa de vegetação espontânea (T13a)

O talhão T13a constitui o exemplo mais antigo de abandono contínuo no CEEVF, vedado e isolado desde 1988 sem qualquer tipo de intervenção posterior (Tabela 24). Os

registos florísticos do início da década de 1990 (Roxo, 1994) mostram uma comunidade dominada por terófitas e ruderais (e.g. *Papaver rhoeas*, *Fumaria officinalis*, *Polycarpon tetraphyllum*) várias gramíneas anuais (e.g. *Bromus sterilis*, *Avena barbata*, *Dactylis glomerata*), que traduzem o “pico inicial” de diversidade efémera característico dos primeiros anos pós-abandono. Esta fase foi também marcada pela presença de leguminosas anuais (e.g. *Trifolium campestre* e *Ornithopus compressus*), fundamentais para a fertilização do solo, e por arbustos incipientes como *Cistus salvifolius* e *Lavandula luisieri*. A sucessão natural prosseguiu de forma relativamente regular, apesar de um incêndio em 2000 que reduziu o coberto para cerca de 40%, mas que, face à rápida recuperação até 2001, não deixou traços passíveis de interpretação quase três décadas depois.

Na situação actual, T13a apresenta um coberto quase total (98%), estruturado por três estratos bem definidos: arbóreas (e.g. *Quercus suber*, *Olea sylvestris*, 7%), arbustos esclerófilos (e.g. *Cistus salvifolius*, *Cistus ladanifer*, *Phagnalon saxatile*, 17%) e uma matriz herbácea diversa e ainda dominante (76%), onde persistem várias espécies já registadas no início dos anos 1990 (e.g. *Ornithopus compressus*, *Dactylis glomerata*, *Andryala ragusina*, *Campanula lusitanica*, entre outras). Apresenta valores elevados de riqueza e diversidade ($S = 35$, $H' = 3.00$), acompanhados de uma uniformidade relativamente equilibrada ($J' = 0.85$), que traduzem a estabilidade adquirida ao longo de mais de três décadas de colonização espontânea. A composição florística continua a integrar um núcleo de ruderais e pioneiras ($Rnp = 47\%$), agora em coexistência com elementos de matos e árvores do bosque espontâneo, o que assinala uma sucessão funcional mais avançada do que a observada em talhões reflorestados de idade comparável. Esta combinação de elevada diversidade alfa, equilíbrio estrutural e instalação bem-sucedida de espécies de maior porte confirma que T13a segue uma trajectória de recuperação espontânea consolidada.

Tabela 24 - Fichas do talhão T13a com o levantamento florístico, as características do talhão, e a cobertura relativa por estrato, grupo funcional e classe fitossociológica. rc = cobertura relativa calculada com base na conversão dos índices de Braun-Blanquet em valores percentuais, Rnp = Vegetação ruderal, nitrófila e pioneira, Pph = Pastagens e pradarias herbáceas, Msd

= Matagais e etapas secundárias de degradação florestal, Bpb = Bosques e pré-bosques, Vhi = Vegetação higrófila e temporariamente inundada, Vrc = Vegetação rupícola, cascalhenta.

T13a				
Arv		<i>Quercus suber</i>	2	Coberto Vegetal 98%
		<i>Olea sylvestris</i>	1	Ano de abandono 1988
Arb		<i>Cistus salvifolius</i>	3	Última rotação --
		<i>Phagnalon saxatile</i>	1	Último coberto Vegetação espontânea
		<i>Cistus ladanifer</i>	1	Perda de solo ($\text{g m}^{-2} \text{y}^{-1}$) 8 e)
		<i>Helichrysum stoechas</i>	1	Riqueza específica (S) 35
H		<i>Andryala ragusina</i>	3	Diversidade de Shannon (H') 3.004
		<i>Ornithopus compressus</i>	2	Uniformidade de Pielou (J') 0.845
		<i>Avena barbata</i>	2	
		<i>Briza maxima</i>	2	
		<i>Dactylis glomerata</i>	2	
		<i>Echium plantagineum</i>	2	
		<i>Chrysanthemum segetum</i>	2	
		<i>Leontodon taraxacoides</i>	2	
		<i>Holcus annuus</i>	2	
		<i>Bromus tectorum</i>	1	
		<i>Galactites tomentosus</i>	1	
		<i>Daucus carota</i>	1	
		<i>Tuberaria guttata</i>	1	
		<i>Hypochaeris glabra</i>	1	
		<i>Campanula lusitanica</i>	1	
		<i>Andryala integrifolia</i>	1	
		<i>Orobancha minor</i>	1	
		<i>Parentucellia viscosa</i>	1	
		<i>Anarrhinum bellidifolium</i>	1	
		<i>Campanula rapunculoides</i>	1	
		<i>Bromus sterilis</i>	+	
		<i>Phalaris coerulescens</i>	+	
		<i>Lolium multiflorum</i>	+	
		<i>Aegilops triuncialis</i>	+	
		<i>Stachys arvensis</i>	+	
		<i>Crepis vesicaria</i>	+	
		<i>Urospermum picroides</i>	+	
		<i>Serapias parviflora</i>	+	
		<i>Scirpoides holoschoenus</i>	+	

rc		rc	
7%	Árvores	7%	
17%	Arbustos	17%	
	Leguminosas	6%	
76%	Gramíneas	19%	
	Outras herbáceas	51%	

Rnp	47%	<i>Artemisietea vulgaris</i>	2%
		<i>Pegano-salsoletea</i>	2%
		<i>Stellarietea mediae</i>	20%
		<i>Tuberarietea guttatae</i>	24%
Pph	13%	<i>Lygeo-stipetea</i>	2%
		<i>Stipo giganteae</i>	11%
Msd	15%	<i>Cisto-lavanduletea</i>	14%
		<i>Trifolio medii</i>	2%
Bpb	9%	<i>Quercetea ilicis</i>	7%
		<i>Rhamno crenulatae</i>	2%
Vhi	2%	<i>Molinio-arhenatheretea</i>	2%
Vrc	14%	<i>Phagnalo-rumicetea indurati</i>	2%
		<i>Thlaspietea rotundifolii</i>	12%

e) o talhão T13a foi deixado com vegetação espontânea desde a sua instalação e início da série de dados, em 1989)

Do ponto de vista dos grupos funcionais, a trajetória é clara: de um mosaico inicial dominado por ruderais e herbáceas anuais, passou-se a um sistema onde as leguminosas continuam a ter papel importante (6% do coberto), mas onde a maior novidade reside no avanço dos arbustos (17%) e sobretudo no estabelecimento de árvores (7%). A presença simultânea do sobreiro e do zambujeiro indica que o processo sucessão já entrou numa fase de pré-bosque mediterrâneo, embora limitado aos sectores inferiores do talhão (Figura 80).



Figura 80 - Talhão 13a em Janeiro de 2025

Comparando com o talhão reflorestado do caso anterior (T9), que partilhou a mesma cronologia inicial, mas foi plantado com azinheiras em 2002, observa-se um contraste marcante. Em T9, parte significativa das árvores plantadas não teve sucesso, mantendo-se o espaço parcialmente ocupado por herbáceas, ao passo que em T13a o sobreiro e o zambujeiro instalaram-se espontaneamente e apresentam hoje uma vitalidade notável. Esta diferença sugere que, neste contexto, a regeneração natural gerou condições mais estáveis e resilientes do que a intervenção artificial: enquanto em T9 a mortalidade de azinheiras evidencia limitações à instalação desta espécie, em T13a a emergência espontânea de sobreiro aponta para a possibilidade de que a vegetação potencial desta área se aproxime mais de um sobreiral do que de um azinhal, o que explicaria em parte as limitações encontradas nos talhões reflorestados. Em síntese, T13a representa uma trajectória longa de abandono sem interrupções, que evoluiu de um mosaico ruderal para uma comunidade estruturada por matos e árvores típicos das séries de vegetação regionais, confirmando que, nestes ecossistemas, a sucessão espontânea pode conduzir a sistemas complexos e funcionalmente diversificados.

VI.2.7. Padrões e condicionantes das trajectórias da regeneração pós-abandono

A leitura integrada dos talhões do CEEVF mostra que a sucessão secundária não segue uma trajectória única nem linear. A cronologia de abandono explica parte da variabilidade,

mas é insuficiente para compreender o mosaico florístico observado. Cada nível de análise realizado ao longo deste capítulo procurou demonstrar a diversidade de trajetórias para tentar explicar os factores que as condicionam.

Os indicadores de diversidade alfa revelaram comunidades globalmente ricas e equilibradas, mas também casos em que riqueza e diversidade elevadas coexistem com fases iniciais da sucessão. O exemplo das áreas permanentemente lavradas é paradigmático: apresentam dos mais elevados índices de Shannon do conjunto, mas uma composição ainda predominantemente ruderal, dominada por terófitas de ciclo curto e espécies indicadoras de perturbação. A diversidade, neste contexto, não traduz maturidade funcional, mas antes a proliferação de espécies adaptadas a condições instáveis.

As análises de composição (NMDS, PERMANOVA, *betadisper*) mostraram que os talhões se organizam em núcleos coerentes em função da gestão prévia ao abandono, mas também revelaram sobreposições e trajetórias paralelas. Os gradientes de perda de solo, de tempo de abandono e de uso e gestão do solo interagem de forma não linear, criando padrões em que condições idênticas podem divergir em função de pequenas diferenças no momento do abandono, enquanto se verificam semelhanças na sucessão em áreas com legados diferentes. Os casos das parcelas T1 e T2 demonstram como as condições de superfície no momento do abandono são suficientes para reconfigurar todo o curso subsequente.

A análise de espécies indicadoras (*IndVal*) acrescentou nomes concretos a estas trajetórias. Algumas espécies arbóreas introduzidas apontam para uma coerência das intervenções quando se utilizam espécies características do bosque espontâneo da região (*Quercus rotundifolia*), enquanto espécies herbáceas ruderais (e.g. *Lophocloa cristata*, *Rumex bucephalophorus*) marcam talhões ainda presos a fases avançadas de degradação. Outras espécies (e.g. *Bromus hordeaceus*, *Lotus subbiflorus*) surgem como indicadores mais ambíguos, partilhados entre diferentes contextos, demonstrando tanto a permeabilidade das trajetórias como a força dos legados comuns e a complexidade dos processos em curso.

A leitura sintaxonómica mostrou que a matriz do CEEVF continua fortemente ancorada nas classes de vegetação ruderal e de prados anuais mediterrânicos (*Stellarietea mediae*, *Tuberarietea guttata*), que juntas representam mais de metade da cobertura relativa. No entanto, emergem alguns sinais de diversificação: matos esclerófilos (*Cisto-lavanduletea*), bosques incipientes (*Quercetea ilicis*) e até núcleos de espécies adaptadas a hidromorfismo,

que apontam para alguma estabilização de processos de evolução de vertente. Estes elementos, embora minoritários, indicam que a sucessão caminha para maior complexidade estrutural, mas de forma desigual e condicionada pelos legados de uso.

Por fim, os casos representativos permitiram dar corpo a estas tendências gerais: talhões com historial semelhante podem evoluir de forma divergente (T1 e T2, T6 e T7), talhões com contextos distintos podem apresentar convergências (T13a e forragens), intervenções pontuais podem reiniciar o processo de sucessão (T10 e T11), as reflorestações evidenciaram que o sucesso depende tanto da espécie escolhida como da compatibilidade ecológica (T8 e T9), e o longo abandono espontâneo de T13a demonstrou a resiliência de sistemas deixados à sua própria dinâmica, com a instalação de arbustos esclerófilos e árvores como o sobreiro e o zambujeiro, ainda ausentes ou pouco desenvolvidos noutros contextos. Estas leituras permitem identificar quatro dimensões que condicionam a sucessão pós-abandono:

- Gradiente de degradação prévia: traduz o grau de regressão na sucessão ecológica provocado pela actividade humana;
- Ponto de partida: define as condições iniciais de banco de sementes, estrutura do solo e microambiente, marcando as trajectórias de forma duradoura;
- Limiares de degradação: funcionam como travões ecológicos: áreas submetidas a grandes processos erosivos podem estagnar em fases ruderais/pioneiras, mesmo quando apresentam elevada diversidade específica, indicando que riqueza não equivale a maturidade funcional.
- Natureza da intervenção humana: pode acelerar ou bloquear a sucessão, gerar comunidades híbridas ou reiniciar o processo em fases precoces.

Apesar dos padrões identificados, é essencial reconhecer os limites desta análise. O levantamento florístico capta um momento específico na trajectória dos talhões, sem repetição inter-anual, o que obriga a inferir a sucessão com base em comparações entre talhões com histórias e legados distintos. As interpretações apresentadas não pretendem estabelecer relações causais lineares, mas antes propor hipóteses fundamentadas na leitura de padrões florísticos observados no campo e validados por métodos estatísticos. A complexidade ecológica e histórica dos sistemas em estudo, marcada pela interacção entre gradientes de degradação, legados de uso, microtopografia, introdução de espécies e efeitos

de bordadura, torna impossível atribuir causalidade aos fenómenos descritos. O que aqui se apresenta são narrativas interpretativas plausíveis, coerentes com a ecologia mediterrânea e com os dados recolhidos, mas que devem ser lidas como aproximações à realidade, não como explicações fechadas. Acresce que o método utilizado privilegia a composição e cobertura da vegetação, deixando de fora a estrutura vertical e a biomassa, cuja análise é retomada no próximo capítulo. Por fim, a escala experimental dos talhões e a sua localização num campo controlado limitam a extrapolação directa para outras áreas da paisagem da Margem Esquerda do Guadiana, onde a variabilidade edafoclimática e de uso pode induzir trajectórias distintas.

Assim, a sucessão pós-abandono nos talhões do CEEVF revela-se um processo simultaneamente estruturado e imprevisível, onde padrões gerais coexistem com respostas singulares a cada historial de uso particular. Estas diferenças florísticas têm expressão estrutural: a passagem de mosaicos de terófitas para matrizes com gramíneas, leguminosas e arbustos esclerófilos deve traduzir-se em maior coberto contínuo, complexidade vertical e acumulação de biomassa. No próximo capítulo quantifica-se essa transição, articulando estrutura e biomassa com as trajectórias aqui descritas, para perceber até que ponto a reorganização funcional observada na flora se traduz em recuperação estrutural mensurável. Analisar a estrutura permite tentar compreender de que forma estas comunidades se traduzem em diferentes capacidades de influenciar os processos de evolução de vertentes e acumular carbono no solo. Se a diversidade mostra que espécies estão presentes, a estrutura ajuda a compreender o que fazem e quanto contribuem para a recuperação do ecossistema.

VI.3. Dinâmica estrutural e variabilidade climática com base em modelos de altura de coberto

O capítulo anterior centrou-se na caracterização florística das trajectórias de sucessão nos talhões do CEEVF, descrevendo os conjuntos de espécies e grupos funcionais presentes. No entanto, a sucessão secundária não se traduz apenas na substituição de espécies, mas também na forma como a vegetação ganha volume, altura e complexidade espacial. A análise da estrutura da vegetação permite observar esta outra face do processo, menos ligada à identidade florística e mais à capacidade das comunidades para construir coberto, gerar sombreamento, acumular biomassa e, em seguida, reconfigurar a dinâmica de vertentes, sequestro de carbono e funcionamento do ecossistema.

No presente estudo, esta dimensão é abordada a partir de dados obtidos por veículos aéreos não tripulados (UAV), processados em modelos digitais de superfície e convertidos em modelos de altura do coberto (*canopy height models*, CHM). Desta forma, é possível acompanhar a evolução da vegetação em cada talhão de forma sistemática para o período de campanhas de voo (2018–2024). Estas métricas são tomadas como *proxies* do estado estrutural das comunidades vegetais e, de forma mais abrangente, como indicadores indirectos da biomassa acima do solo. A ausência de medições de campo directas, a executar em trabalhos futuros, implica que os resultados devem ser lidos como aproximações. Ainda assim, a sua consistência temporal e espacial garante valor interpretativo suficiente para o estudo das trajectórias no período em análise.

O interesse central deste subcapítulo reside na análise da resposta estrutural dinâmica da composição da vegetação identificada no capítulo anterior às condições climáticas interanuais. Assim, este estudo procura responder a três questões centrais:

- Que trajectórias de recuperação estrutural emergem após o abandono e como diferem segundo o histórico de uso e gestão?
- Como responde a vegetação às variações inter e intra-anuais de precipitação e temperatura?
- Existem limiares de degradação que bloqueiam ou atrasam o desenvolvimento estrutural rumo a fases mais avançadas da sucessão?

Para responder a estas questões foram consideradas diferentes métricas estruturais derivadas dos modelos de altura do coberto. As estatísticas de tendência central incluem a

altura média, que expressa o volume médio do coberto, a mediana, que caracteriza a altura típica dominante sem o peso de valores extremos, e o percentil 95 (P95), utilizado como aproximação da altura máxima para sinalizar a presença de indivíduos ou estratos mais avançados. Para além destes, foram calculados indicadores de heterogeneidade como o desvio padrão da altura, que reflecte a complexidade estrutural do mosaico. Por fim, foi considerada a proporção de área com CHM = 0, interpretada como solo exposto ou vegetação demasiado baixa para ser detectada com esta metodologia, funcionando como indicador de falhas de regeneração.

Estas métricas, tomadas em conjunto, funcionam como indicadores de biomassa acima do solo, permitindo quantificar a capacidade das comunidades para acumular volume, diversificar estratos e avançar na sucessão. Ao mesmo tempo, fornecem indicações indirectas sobre a função ecológica destas comunidades, nomeadamente a protecção contra erosão, a influência na dinâmica hidrológica das vertentes e a contribuição de matéria orgânica para os processos de solo.

VI.3.1. *Perfis estruturais por talhão e último coberto gerido*

A caracterização estrutural da vegetação em Maio de 2024 permite estabelecer um retrato comparável entre talhões, no mesmo momento de observação, e relacioná-lo com o último coberto gerido antes do abandono. Este momento foi escolhido por coincidir com o levantamento florístico e, ao ser no pico da Primavera num ano húmido, por proporcionar uma leitura clara dos estratos presentes em cada comunidade. As métricas derivadas dos modelos de altura do coberto (CHM) revelam diferenças expressivas entre talhões, visíveis quer nos valores médios quer na distribuição interna da vegetação. Entre os indicadores calculados destacam-se a altura média, a mediana, o percentil 95 (P95, usado como aproximação da altura máxima para despistar a influência de *outliers*), o desvio-padrão intra-talhão e a percentagem de área com CHM = 0, interpretada como solo a descoberto ou vegetação residual abaixo do limiar de detecção (Tabela 25).

Tabela 25 - Métricas estruturais por talhão (A) e agregado por última gestão (B) em Maio de 2024: média, mediana, percentil 95 e desvio padrão (m), e percentagem de solo a descoberto (CHM=0).

		$\bar{x}$	$\tilde{x}$	P95	σ	CHM=0
	T1	0.09	0.08	0.20	0.06	3%
A)	T2 Cereal-Alqueive	0.17	0.16	0.40	0.14	3%
	T3	0.14	0.11	0.36	0.12	6%

	T4	Forragem contínuo	0.20	0.16	0.54	0.16	1%
	T5		0.21	0.19	0.47	0.14	1%
	T6	Lavrado permanente	0.19	0.13	0.49	0.28	10%
	T7		0.14	0.06	0.71	0.23	27%
	T7x	Veg. Espontânea	0.65	0.35	2.94	0.84	2%
	T8	Reflorestação	3.37	3.51	7.07	2.36	8%
	T9		1.21	0.36	4.28	1.46	26%
	T10	Aromáticas	0.29	0.31	0.52	0.15	5%
	T11		0.23	0.22	0.50	0.16	9%
	T12	Forragem contínuo	0.35	0.36	0.64	0.18	4%
	T13	Reflorestação	0.65	0.10	2.84	0.95	32%
	T13a	Veg. Espontânea	0.73	0.44	3.02	0.90	9%
	T14	Lavrado permanente	0.12	0.07	0.40	0.13	26%
	T15		0.09	<0.01	0.39	0.26	63%
B)	Lavrado permanente		0.13	0.07	0.50	0.22	31%
	Cereal-Alqueive		0.13	0.12	0.32	0.11	4%
	Aromáticas		0.26	0.26	0.51	0.15	7%
	Forragem contínuo		0.26	0.24	0.55	0.16	2%
	Veg. Espontânea		0.69	0.40	2.98	0.87	6%
	Reflorestação		1.74	1.32	4.73	1.59	22%

A leitura das distribuições de altura por classes de última gestão mostra um gradiente que acompanha de perto o historial de uso (Figura 81): nos talhões abandonados após mobilização contínua, a maior parte da superfície está coberta por vegetação rasteira (0 – 30 cm), bem como solo a descoberto ou vegetação com altura abaixo do limiar de detecção desta metodologia. Este padrão aponta para um aparente bloqueio estrutural: a vegetação mantém-se baixa e descontínua, com manchas de crostas minerais, pedregosidade e solo a descoberto que limitam seriamente a capacidade de colonização e desenvolvimento de plantas com algum porte, exactamente o que a leitura florística sugeria para T6, T7, T14 e T15. Nestas situações de grande degradação, a protecção do solo e o sombreamento são muito limitados, estando o coberto vegetal mais vulnerável a oscilações anuais de temperatura e precipitação. Assim, a leitura estrutural reforça a interpretação florística de algum bloqueio na sucessão, mostrando que a diversidade específica observada não se traduz em ganho volumétrico nem em estratificação vertical de forma homogénea.

Nos talhões que vinham de cereal–alqueive e nos ensaios de aromáticas de 2015, o retractor desloca-se ligeiramente para alturas intermédias (10 a 40 cm), com uma frequência pouco expressiva de valores superiores de altura e muito pouca superfície descoberta (4 a

7%). São talhões ocupados por um coberto herbáceo denso e baixo, coerente com a mistura de ruderais e pastagens anuais descrita antes: protege bem a superfície e estabiliza processos, mas ainda oferece pouca estratificação. Entre estes dois conjuntos, os talhões de forragem contínua surgem como a situação com uma distribuição mais normal entre os talhões com historial de gestão agrícola. São os talhões pós-gestão com melhor diversidade estrutural: coberto denso, composto por espécies de crescimento rápido em altura, de raízes finas e densas, enquanto contam já com a presença de algumas espécies no estrato arbóreo e arbustivo, que contribuem para algum sombreamento, heterogeneidade e complexidade no coberto. Este retrato ajuda a explicar porque é que, apesar da boa cobertura do solo, estes talhões ainda não manifestam sinais consistentes de transição para matos ou pré-bosques: a altura permanece baixa e homogénea, revelando estabilidade funcional, mas um desenvolvimento limitado.

Devido ao tempo decorrido desde o abandono, neste capítulo o talhão T7x é considerado no grupo da vegetação espontânea, em conjunto com T13a. A sua associação à última rotação agrícola antes da introdução da esteva em 1989 faria sentido apenas no capítulo anterior, em que o foco recaía sobre a composição florística e o papel do banco de sementes. No entanto, quando a análise passa a centrar-se na estrutura (altura e estratificação da vegetação), o facto de ter sido introduzida uma espécie arbustiva típica das fases de mato, aliado aos 35 anos desde essa intervenção, torna o talhão estruturalmente mais próximo de T13a do que dos talhões agrícolas (T1 a T3) com quem partilha o historial de gestão. Estes dois talhões marcam a transição para uma fisionomia com arbustos, coincidente com a composição florística identificada anteriormente: as distribuições deslocam-se para alturas mais cada vez mais elevadas, típicas de matos de coberto permanente e contínuo, com condições para o sombreamento, a infiltração de água e o fornecimento de matéria orgânica começarem a preparar a entrada de lenhosas mais exigentes.

Os talhões reflorestados constituem um patamar à parte, onde coexistem dois tipos de registos estruturais: 1) árvores altas que atingem alturas acima dos 4 m (azinheira) ou dos 8 m (pinheiro); 2) manchas relativamente extensas de solo a descoberto ou com vegetação muito pouco desenvolvida, sobretudo nos talhões de azinheira, onde a estratificação dos tipos de coberto e, sobretudo, a mortalidade, criaram alguns vazios. Em termos funcionais, isto traduz-se numa combinação de, por um lado, grande capacidade de intercepção e

sombreamento sob copas maduras, e, por outro, clareiras onde persistem herbáceas ruderais, indicando uma trajetória híbrida, induzida tanto pelas características da espécie quanto pela variabilidade do sucesso da sua instalação. Este contraste interno não tinha paralelo na análise florística, onde a plantação aparecia como um conjunto homogêneo de espécies, e sugere que o sucesso ou fracasso de cada indivíduo pode condicionar a resposta global do talhão de forma muito mais marcada do que a análise anterior sugeria.

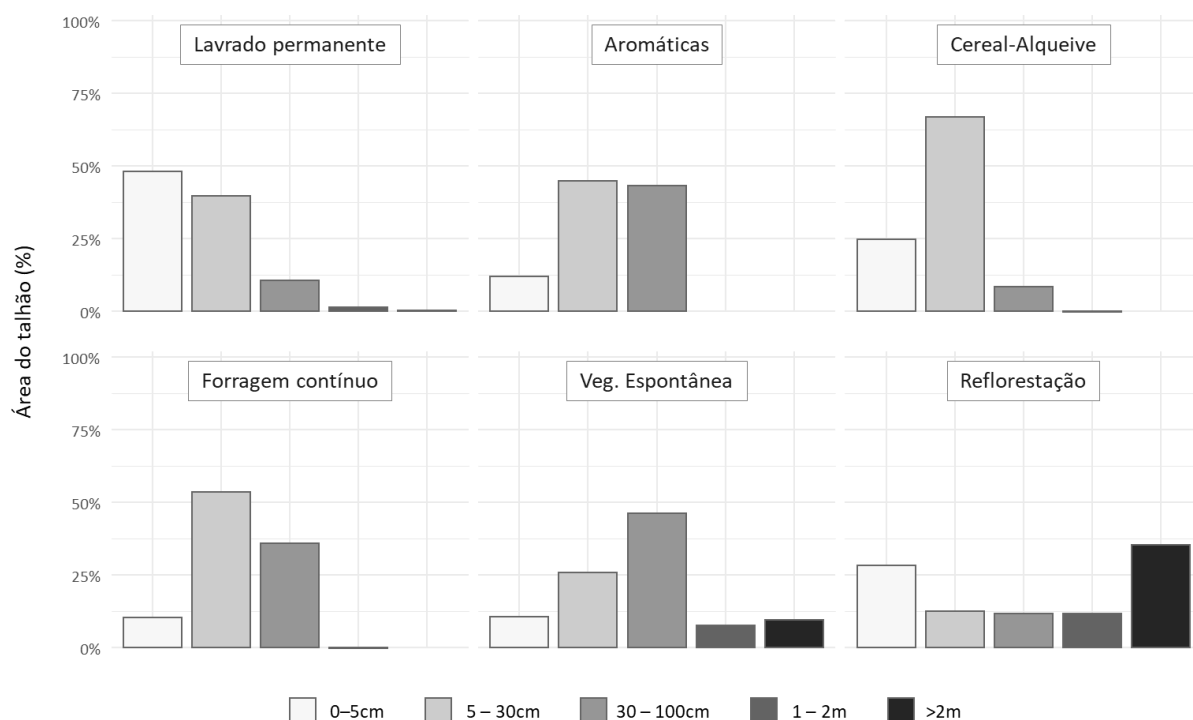


Figura 81 - Gráficos de distribuição de área por classes de altura, agrupada por último coberto (Maio de 2024).

Em síntese, o perfil estrutural dos talhões parece ser sequencial e coerente com o historial de uso e gestão e ponto de partida (Figura 82): mobilização contínua (T6, T7, T14 e T15), cereal-alqueive (T1, T2, T3), aromáticas (T10, T11), forragem (T4, T5, T12), vegetação espontânea e abandono longo (T7x, T13a), e reflorestação (T8, T9, T13). A cada fase, aumenta a proporção de alturas intermédias e altas, surgem indivíduos estruturantes e reduzem-se as áreas de solo a descoberto, com a excepção dos reflorestados, onde a mortalidade de algumas azinheiras contribuiu para a existência de algumas clareiras. Esta camada estrutural complementa directamente a leitura florística: cobertos menos desenvolvidos onde dominam terófitas ruderais; estruturas mais avançadas onde a flora já apontava para a presença de espécies de mato e pré-bosque; e cobertos mais complexos onde a introdução de espécies contribuiu para o desenvolvimento em altura, mas o insucesso parcial de algumas plantações

determinou a persistência de vazios que condicionam o desenvolvimento da vegetação à superfície. Estes resultados, cruzados com os do capítulo anterior, indicam que a diversidade e estrutura não evoluem em paralelo: há talhões com riqueza elevada, mas bloqueados estruturalmente, e outros menos diversos, mas já dotados de elementos estruturantes que preparam a passagem para as fases seguintes da sucessão.

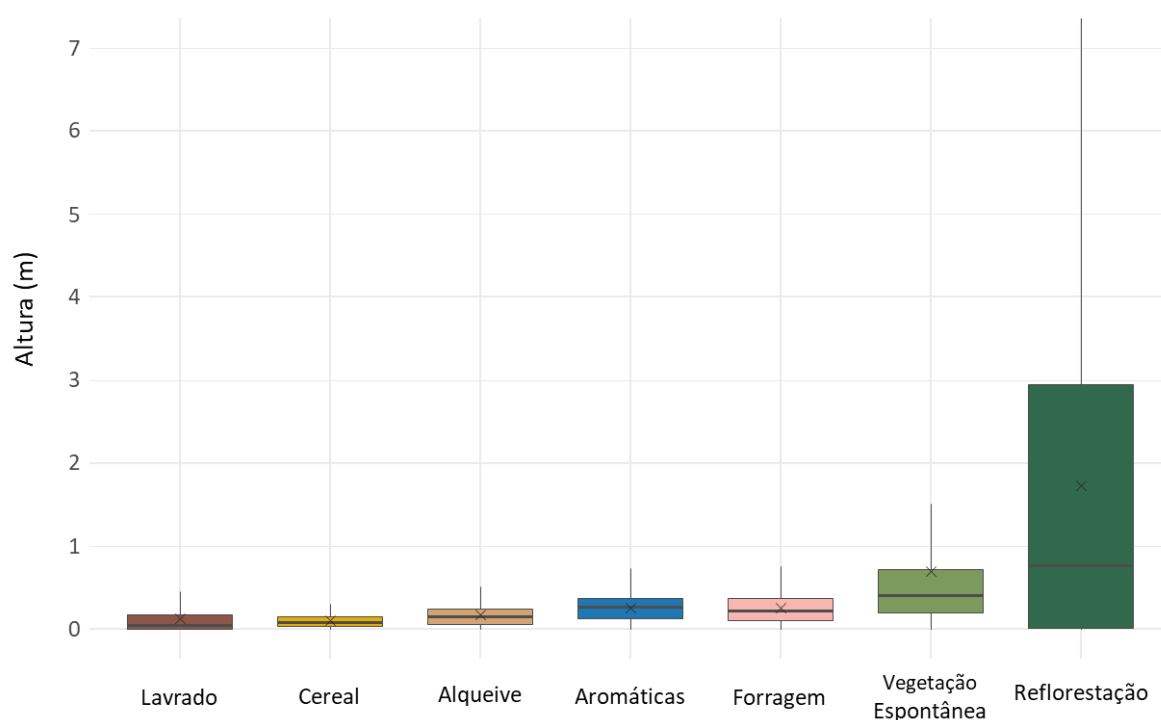


Figura 82 - Distribuição dos valores de altura da vegetação por último coberto em Maio de 2024.

VI.3.2. Composição estrutural e condicionantes das trajectórias de abandono

A leitura inicial da estrutura do coberto, baseada nas métricas de altura e estratificação, fornece um retrato descritivo das diferenças entre talhões e classes de uso anterior. No entanto, compreender porque estas diferenças emergem exige relacionar os padrões observados com três dimensões fundamentais: a diversidade florística actual, que condiciona a composição funcional das comunidades; o tempo decorrido desde o abandono, que regula a velocidade e a profundidade da sucessão; e as condições de partida, resultantes de factores topográficos e do legado de degradação acumulado durante a gestão agrícola que se manifestam, por exemplo, através do banco de sementes. A análise destas determinantes permite não apenas explicar as disparidades entre trajectórias, mas também identificar os limiares e compromissos que orientam a recuperação estrutural.

Relação com a diversidade florística

A análise da estrutura da vegetação pode ser enriquecida ao relacionar a altura média do coberto com os índices de diversidade florística medidos com base no levantamento de Maio de 2024. Esta aproximação permite observar em que medida a sucessão secundária se traduz tanto na acumulação de biomassa e estratificação do coberto vegetal, como na organização interna das comunidades, na distribuição das abundâncias e na composição taxonómica. A altura média foi utilizada como métrica-síntese por reflectir o ponto geral da sucessão em cada talhão, sendo comparada com os quatro indicadores de diversidade apresentados e discutidos anteriormente: riqueza específica (S), índice de Shannon (H'), índice de Simpson (1-D) e uniformidade de Pielou (J') (Figura 83).

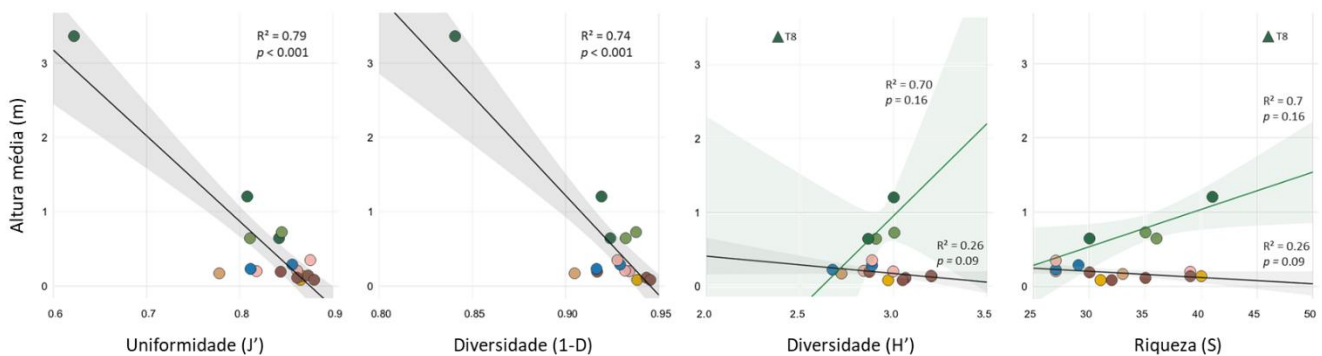


Figura 83 - Relação entre altura média e índices de diversidade.

A relação entre estrutura e diversidade florística é complexa, os resultados revelam padrões distintos consoante o índice considerado. A relação mais marcada é negativa, verificando-se que, à medida que aumenta a altura média da vegetação, diminui a uniformidade. Este comportamento confirma que o desenvolvimento estrutural tende a favorecer a dominância de algumas espécies em detrimento de uma distribuição equilibrada das abundâncias. O mesmo se observa para o índice de Simpson, igualmente sensível à dominância, que acompanha de perto o declínio da uniformidade. Por contraste, a riqueza específica e o índice de Shannon apresentam correlações mais fracas e dispersas: em alguns casos, valores elevados de altura coexistem com diversidade relativamente baixa, enquanto noutros, sobretudo em talhões de abandono longo, observa-se uma coexistência de altura média mais elevada com diversidade moderada. Estes resultados sugerem que o desenvolvimento estrutural tende a reorganizar as comunidades, reduzindo a uniformidade

sem eliminar por completo a diversidade, que se mantém relativamente estável graças ao aumento de estratos e micro-habitat.

Esta diversidade de respostas torna-se mais clara quando se observam os grupos de talhões. Nos reflorestados (T8, T9 e T13), o desenvolvimento estrutural é evidente, com alturas médias e P95 superiores, mas acompanhado por uma quebra clara da uniformidade e da diversidade relativa. O caso de T8, plantado com Pinheiro manso, é paradigmático: a espécie introduzida alcançou porte elevado em poucos anos, mas a rápida mudança nas condições de superfície causada por esta dominância (sombreamento, cobertura do solo com a caruma) parece ter condicionado fortemente o desenvolvimento de outras espécies. Assim, esta comunidade tem o comportamento de um ‘ecossistema novo’⁵⁶, estruturalmente consolidado, mas taxonomicamente pobre: é dominado por uma espécie não endémica introduzida que se adaptou o suficiente para crescer com alguma velocidade e alterar a dinâmica de sucessão à superfície, mantendo-se estável sem intervenção humana.

De um modo geral, os talhões reflorestados representam uma trajectória de evolução estrutural que não é a típica de um abandono espontâneo. Tanto a dominância, heterogeneidade de coberto específico e altura foram introduzidos com a gestão de reflorestação, fazendo com que, em tempos semelhantes de abandono, os ganhos estruturais tenham sido muito superiores nestes talhões, e a ordem de magnitude variável em função da espécie introduzida e da técnica de plantação: o pinheiro cresceu bastante rápido, enquanto nas azinheiras o talhão plantado em *valle combro* apresenta árvores mais altas, menor mortalidade e, portanto, maior coberto vegetal do que o talhão plantado directamente sobre a superfície do solo.

As azinheiras introduzidas em T9 e T13 mostram crescimento estrutural menos vigoroso e maior mortalidade, mas seguem a mesma tendência de redução da uniformidade. Estes talhões já se apresentam mais como ecossistemas híbridos: a evolução da estrutura e abundância aconteceu a um ritmo muito mais acelerado do que nos talhões de abandono espontâneo; no entanto, o facto de a plantação ter sido feita com uma espécie da flora

⁵⁶ Aqui ‘ecossistema novo’ surge como tradução livre de *Novel Ecosystem*, definido como um sistema que, “por virtude da influência humana, difere daqueles que prevaleceram historicamente, tendo uma tendência a auto-organizar-se e manifestar qualidades novas sem gestão humana intensiva. Os ecossistemas novos distinguem-se dos ecossistemas híbridos por limitações práticas (...) na recuperação de qualidades históricas” (Hobbs et al., 2013)

regional permitiu que algumas características das etapas de sucessão em direcção ao bosque se mantivessem; a mortalidade de algumas azinheiras deixou manchas de solo a descoberto que são colonizadas por espécies mais semelhantes às presentes nos talhões de sucessão espontânea.

A diversidade e heterogeneidade criada por estas manchas de mortalidade pode ser enquadrada na teoria da perturbação intermédia⁵⁷: “em qualquer sistema ecológico, a diversidade de espécies será mais elevada quando ou onde o nível de distúrbio está num nível intermédio” (Osman, 2015). Segundo esta hipótese, a riqueza e diversidade de espécies aumenta rapidamente durante as primeiras etapas da sucessão ecológica, até ao ponto em que a competição determina que algumas se conseguem sobrepor (como o caso do pinheiro em T8), condicionando o estabelecimento das outras e reduzindo progressivamente a diversidade, sendo o pico atingido ponto de inflexão entre o final do domínio do processo de colonização e o início do processo de competição. No caso de T9 e T13, os espaços deixados vazios pelas azinheiras que não se desenvolveram podem representar manchas de colonização, enquanto as áreas cobertas pelas azinheiras remanescentes podem representar manchas de maior domínio. Os sistemas novos e híbridos de T8, T9 e T13 podem, ainda assim, fornecer serviços de ecossistema importantes que justifiquem o seu valor apesar da baixa diversidade (Pausas et al., 2004; Wang et al., 2023).

Nos talhões de abandono longo e espontâneo (T7x e T13a), a situação é diferente: embora a altura média seja inferior à dos reflorestados, já existe um estrato arbustivo consolidado que marca a sucessão em direcção ao mato mediterrâneo. Essa estrutura mais complexa começa a reduzir a uniformidade, pela maior abundância relativa de algumas espécies lenhosas, mas mantém níveis moderados de riqueza e de diversidade. Estes talhões ilustram uma trajectória espontânea mais lenta, mas mais equilibrada entre estrutura e diversidade, em que a sucessão natural, sem aceleração externa, permite a coexistência de herbáceas e arbustos durante um período prolongado. Nos talhões de abandono agrícola recente (cereal–alqueive, lavrados, forragem e aromáticas), o padrão inverte-se: apesar das baixas alturas médias, a diversidade específica é relativamente elevada e a uniformidade aproxima-se do máximo, pois a comunidade é dominada por herbáceas de pequeno porte,

⁵⁷ Tradução livre de “*Intermediate Disturbance Theory*”.

mas repartidas de forma equilibrada. Esta condição gera cobertos que, embora pouco estruturados em altura, mantêm uma diversidade funcional importante, coerente com a fase inicial da sucessão. Devido à natureza do abandono espontâneo e/ou após décadas de intervenção humana, estes talhões são os representativos de verdadeiras trajectórias de sucessão secundária e recuperação da vegetação pós abandono. As interações entre as condições do talhão como o declive ou a perda de solo acumulada interagem directamente com o ponto de partida e o tempo de abandono para criar trajectórias distintas, típicas de diferentes fases do abandono.

Estes resultados confirmam que o avanço estrutural da vegetação não se traduz automaticamente num ganho de diversidade taxonómica. Pelo contrário, a acumulação de biomassa e a estratificação criadas pela introdução de espécies lenhosas estruturantes tende a favorecer processos de dominância e a reduzir a uniformidade. Os dados do CEEVF ilustram um compromisso já identificado na literatura: as estratégias de reflorestação aceleram a construção estrutural e a acumulação de carbono, mas podem limitar a diversidade e criar comunidades híbridas e pouco diversas; por sua vez, o abandono espontâneo conduz a uma recuperação mais lenta, mas também mais equilibrada, em que a diversidade se mantém relativamente estável até ao momento em que se impõe a dominância arbustiva e, mais tarde, arbórea. Esta análise está limitada à relação entre estrutura da vegetação e diversidade taxonómica. Analisar a diversidade funcional poderá revelar padrões distintos e, portanto, será importante de considerar em trabalhos futuros.

Efeito do tempo de abandono

O desenvolvimento estrutural da vegetação parece ser condicionado pela composição florística e dinâmicas de uniformidade e dominância existentes nos talhões. No entanto, como discutido no capítulo anterior, estas características das trajectórias de sucessão e colonização dos talhões parecem ser por sua vez condicionadas pelas condições de partida no talhão, por um lado, e pelo tempo desde o abandono, por outro. Das condições de partida fazem parte as características físicas dos talhões (e.g. declive, posição na vertente, exposição) e o historial de degradação acumulada ao longo do período de gestão agrícola durante os anos de ensaios de conservação de solo no CEEVF, que condicionam o ritmo e a magnitude da recuperação. O tempo de abandono, aqui determinado pelos três momentos de cessação da intervenção humana nos talhões (1989, 2008 e 2015), permite ajudar a medir o ritmo da sucessão e situar

não só em que fase alguns talhões se encontram, mas também se observam dinâmicas de aceleração ou estagnação. Para isso, analisaram-se correlações entre métricas de estrutura (altura média, altura dos indivíduos mais altos, heterogeneidade estrutural e falhas de coberto) com características dos talhões (declive e exposição) e em função das diferentes fases de abandono.

O tempo desde o abandono apresenta relações exponenciais significativas com todas as métricas estruturais analisadas (Figura 84). A altura média da vegetação aumenta com o tempo ($R^2 = 0.81$, $p < 0.001$), mas o efeito é ainda mais marcado no percentil 95 ($R^2 = 0.92$, $p < 0.001$) e no desvio-padrão ($R^2 = 0.90$, $p < 0.001$), que traduzem o desenvolvimento de estratos superiores e o aumento da heterogeneidade interna. Estes padrões são típicos de fases iniciais de sucessão: um crescimento rápido e exponencial, que ainda não demonstra quaisquer sinais de estabilização em curso, evidenciando que o sistema se apresenta ainda em estado incipiente de reorganização estrutural.

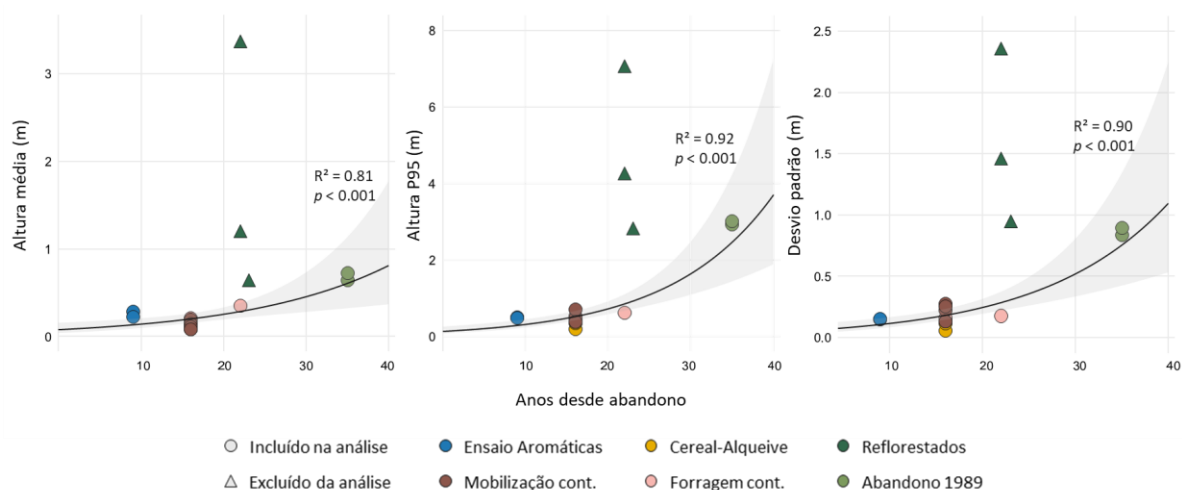


Figura 84 - Gráficos de dispersão entre o tempo desde o abandono e diferentes métricas de estrutura. Os triângulos representam os talhões reflorestados (T8, T9 e T13) que, por terem sido intervencionados, não foram considerados para a análise da influência do tempo de abandono na evolução estrutural dos talhões.

Os talhões reflorestados (T8, T9 e T13) marcam um desvio claro face a esta curva: surgem como pontos em altura muito superior ao esperado para o tempo decorrido, funcionando como uma linha à parte que demonstra o efeito da introdução artificial de espécies lenhosas. Contudo, este ganho acelerado em altura não é homogêneo. O Pinheiro-manso em T8 evidencia um crescimento rápido e porte muito acima dos talhões de abandono espontâneo, enquanto as azinheiras em T9 e T13 apresentam resultados apenas ligeiramente superiores a T7x e T13a, abandonados desde 1989. Isto sugere que, embora a reflorestação

acelere a acumulação estrutural, fá-lo num estrato arbóreo ainda pouco consolidado, com subcoberto reduzido, e manchas de vegetação baixa nas áreas onde a introdução das azinheiras não foi bem-sucedida.

Influência das condições de partida

A relação com as condições de partida confirma a limitação estrutural esperada de talhões mais inclinados e/ou mais degradados (Figura 85). Verifica-se uma correlação exponencial positiva entre declive e percentagem de solo a descoberto (CHM = 0), com $R^2 = 0.45$ ($p < 0.05$), que se torna linear e mais forte ($R^2 = 0.64$, $p < 0.001$) quando se consideram apenas os talhões abandonados em 2008. Na prática, quanto maior a inclinação, maior a dificuldade em manter um coberto contínuo e menor a capacidade de desenvolvimento estrutural. Este padrão, contudo, é condicionado pelos efeitos do histórico de gestão: T14 e T15, abandonados após anos sucessivos de mobilização em profundidade no sentido do maior declive e solo a descoberto, têm simultaneamente os declives mais acentuados de todos os talhões e as maiores perdas de solo acumuladas durante o período de gestão, limitando severamente a recuperação. Portanto, a mais elevada percentagem de solo a descoberto ou com vegetação de altura inferior ao limiar de detecção desta metodologia está duplamente amplificada nestes exemplos. Por contraste, talhões como T7x e T13a, abandonados desde 1989, mostram que o efeito do declive pode ser parcialmente amortecido pelo tempo de sucessão, com a transição para sistemas estruturalmente mais estáveis.

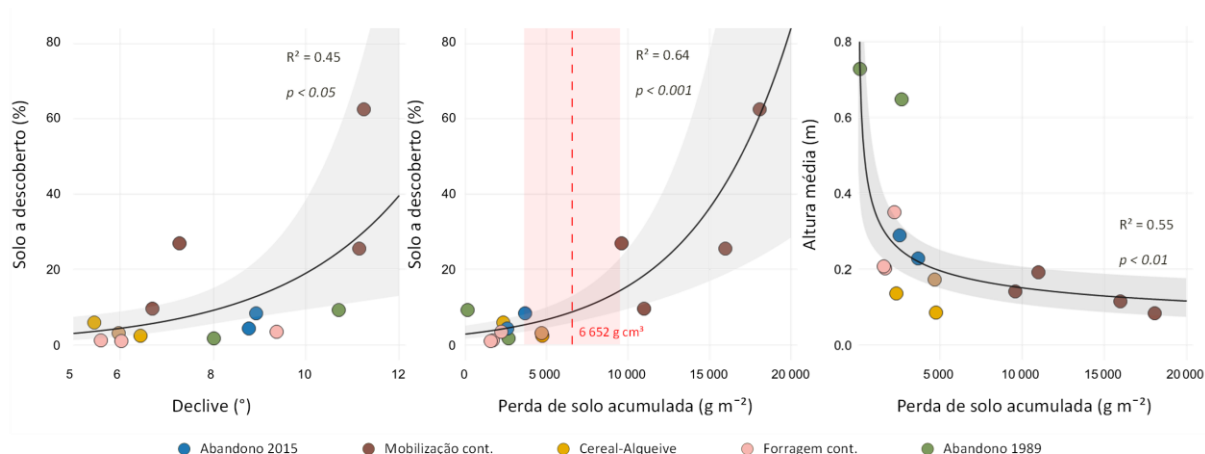


Figura 85 - Gráficos de dispersão entre o declive e a perda de solo acumulada com a percentagem de solo a descoberto e altura média da vegetação nos talhões.

As variáveis de exposição revelaram relações mais fracas e inconsistentes. A orientação para Este mostrou alguma correlação com o desvio-padrão, mas que deve ser interpretado

com bastante cautela. Por um lado, estudos sinópticos indicam que talhões a Sul e Sudoeste são mais expostos às precipitações intensas do Sul de Portugal (Fragoso, 2003, 2004), o que é coerente com os dados de erosão do CEEVF, onde há magnitudes de erosão superiores nos talhões do Grupo I expostos a SSO (T1 com $115 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, T2 com $113 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$) do que nos do Grupo II a ESE (T10 com $62 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$, T11 com $89 \text{ g m}^{-2} \text{ y}^{-1}$), após a mesma gestão Cereal-Alqueive e durante o mesmo período (Roxo, 1994). Seria lógico, então, colocar a hipótese de que a menor erosividade da chuva criou condições de menor degradação nos talhões do Grupo II e, por isso, permitiu que se saltasse para uma fase de maior heterogeneidade de coberto.

No entanto, este padrão parece ser sobretudo um artefacto do viés introduzido pela história de gestão: quatro dos cinco talhões mais expostos a Este tinham sido lavrados continuamente antes do abandono, o que explica maiores áreas de solo descoberto que, por sua vez, ao serem comparadas com as áreas do talhão onde a vegetação se instalou, aumentam o desvio-padrão não por complexidade estrutural, mas por heterogeneidade de coberto criada pelo legado de degradação. Esta desarticulação entre padrões esperados e padrões observados confirma que a gestão agrícola pode sobrepor-se aos controlos topográficos, introduzindo artefactos nas correlações, demonstrando alguma fragilidade na utilização de métricas de heterogeneidade para classificara a complexidade estrutural da vegetação em fases mais incipientes ou degradadas da sucessão.

Por sua vez, as relações com a perda de solo acumulada durante o período de uso agrícola são muito mais consistentes. Trata-se da variável com maior poder explicativo das métricas estruturais. A percentagem de solo descoberto aumenta de forma exponencial com a erosão histórica ($R^2 = 0.64$, $p < 0.001$), enquanto a altura média da vegetação parece decair segundo uma função de potência ($R^2 = 0.55$, $p < 0.01$). Esta relação não linear sugere a existência de limiares críticos: em talhões pouco degradados, pequenas diferenças de perda de solo acumulada reflectem-se em grandes contrastes na altura do coberto, enquanto em talhões muito degradados, a recuperação estrutural é persistentemente limitada, independentemente do tempo decorrido desde o abandono.

Estes padrões representam efeitos não-lineares, a degradação prévia cria efeitos de longa duração na recuperação da vegetação (Fayet et al., 2022; Helm et al., 2019; Jaunatre et al., 2023) e parece ter um efeito multiplicativo em vez de aditivo. A perda de solo provocada

pela erosão hídrica influencia negativamente vários parâmetros do solo relacionados com a capacidade de colonização das vertentes e sucessão ecológica: ao modificar em cascata a textura e o banco de sementes, reduzir o teor de matéria orgânica, capacidade de retenção de água e disponibilidade de nutriente, cria-se um ciclo de retroacção negativa em que cada a fragilidade de cada um destes componentes condiciona negativamente a qualidade dos outros e, portanto, a quantidade de parâmetros de qualidade e saúde do solo que se agravam quando a perda de solo é muito elevada.

Assim, a análise da relação entre a diversidade florística, do tempo de abandono e as condições de partida confirma que a recuperação estrutural da vegetação no CEEVF resulta da interacção entre factores ecológicos actuais e legados de uso agrícola e degradação. Os efeitos do tempo permitem situar os talhões em fases distintas da sucessão, enquanto a erosão acumulada e o declive estabelecem limites claros à sua progressão, gerando trajectórias diferenciadas de reorganização estrutural. No entanto, este retrato continua a ser estático, obtido a partir de momentos específicos de observação. Para compreender de forma mais completa como estas comunidades se constroem e comportam ao longo do tempo é necessário analisar a sua dimensão dinâmica: a forma como evoluem e respondem aos efeitos de um clima caracterizado pela variabilidade e imprevisibilidade. Essa leitura temporal, centrada no crescimento contínuo de alguns estratos e na sensibilidade de outros a variações anuais de precipitação, será desenvolvida no ponto seguinte.

VI.3.3. Dinâmica temporal e variabilidade climática

A análise das séries temporais de altura da vegetação entre os anos de 2018/19 e 2024/25 permite explorar de que forma os talhões evoluíram após o abandono agrícola ou a reflorestação, distinguindo padrões de resposta rápida, fortemente dependentes da precipitação interanual, de trajectórias mais lentas e estáveis, que reflectem sobretudo processos internos de sucessão e crescimento arbóreo. Para avaliar esta evolução, foram testadas correlações entre o tempo decorrido e as métricas estruturais (altura média, percentil 95 e desvio-padrão), considerando todos os talhões individualmente. Os resultados (Tabela 26) revelam uma forte diferenciação entre trajectórias: alguns talhões sobretudo os reflorestados (T8, T9 e T13) e os espontâneos de abandono mais longo (T13a), mostram relações lineares significativas tanto para a altura média como para o P95, traduzindo um crescimento estrutural cumulativo. Outros talhões, como T2, T6, T7 e T15, mostram

correlações significativas com o desvio-padrão, sinalizando não um aumento homogêneo da altura, mas antes uma maior heterogeneidade interna do coberto, associada à coexistência de manchas de solo descoberto, herbáceas e núcleos incipientes de vegetação lenhosa. Esta leitura inicial estabelece a base para a distinção entre respostas lentas e cumulativas, associadas a talhões com maior porte arbóreo, e respostas rápidas e impulsivas, típicas de comunidades herbáceas ou arbustivas pouco consolidadas.

Tabela 26 – Correlação entre o tempo de abandono e métricas estruturais (2018-2025)

	Média		P95		Desvio Padrão	
	R ² =	p =	R ² =	p =	R ² =	p =
T1	0.00	0.82	0.02	0.54	0.03	0.39
T2	0.07	0.19	0.08	0.16	0.44	<0.001
T3	0.00	0.86	0.00	0.90	0.00	0.85
T4	0.01	0.62	0.00	0.90	0.02	0.51
T5	0.11	0.11	0.02	0.53	0.06	0.22
T6	0.24	< 0.05	0.25	< 0.05	0.58	<0.001 *
T7	0.15	0.06	0.23	< 0.05	0.34	< 0.01 *
T7x	0.10	0.13	0.33	< 0.01	0.33	< 0.01 **
T8	0.89	< 0.001	0.89	< 0.001	0.00	0.85 ***
T9	0.75	< 0.001	0.93	< 0.001	0.90	<0.001 ***
T10	0.03	0.41	0.00	0.82	0.01	0.71
T11	0.02	0.55	0.00	0.92	0.01	0.63
T12	0.04	0.36	0.00	0.78	0.01	0.69
T13	0.52	< 0.001	0.64	< 0.001	0.63	<0.001 ***
T13a	0.36	< 0.01	0.38	< 0.01	0.58	<0.001 **
T14	0.01	0.57	0.03	0.46	0.08	0.19
T15	0.00	0.91	0.00	0.87	0.57	<0.001

*** Evolução forte linear e muito significativa

** Evolução moderada e significativa

* Evolução fraca e no limiar da significância

Estabilidade estrutural em talhões reflorestados e abandono prolongado

As séries temporais dos talhões reflorestados e de abandono espontâneo mais longo permitem identificar tendências de crescimento estrutural distintas das observadas nos talhões em abandono espontâneo mais recente. Aqui, a evolução ao longo do tempo é caracterizada por tendências lineares estáveis, pouco sensíveis à variabilidade interanual de precipitação, reflectindo processos de acumulação contínua em sistemas onde a perturbação humana cessou há mais tempo ou foi substituída por acções de reflorestação (Figura 86).

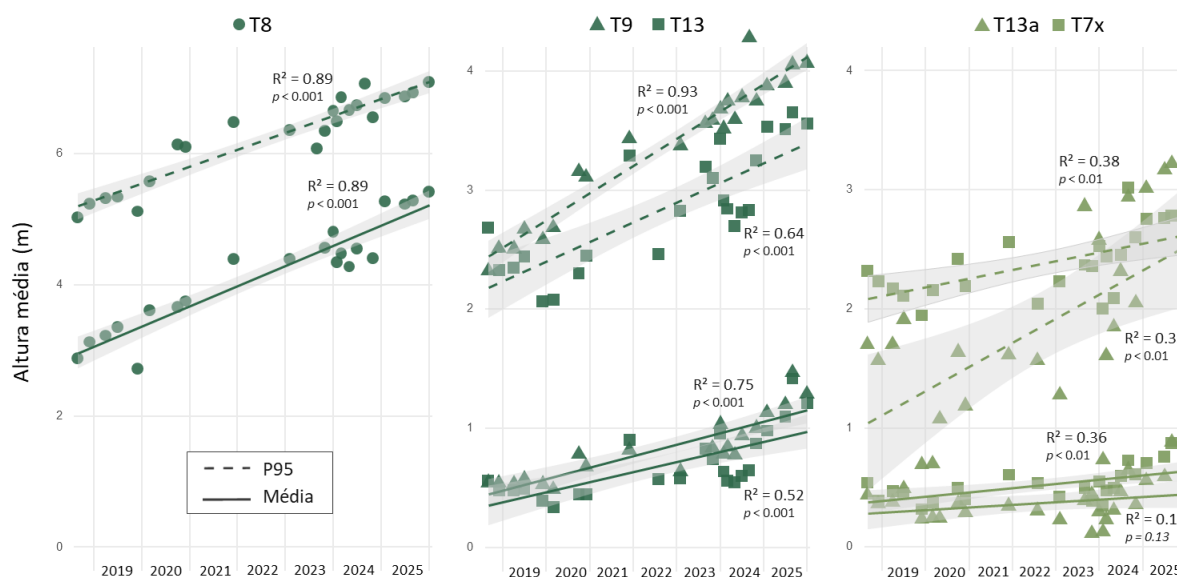


Figura 86 - Evolução estrutural (média e P95) ao longo do período de estudo (2018-2025) para os talhões reflorestados (T8, T9, T13) e abandonados há mais tempo (T7x, T13a).

No talhão T8, ocupado por Pinheiro-manso (Figura 87), observa-se uma trajectória de crescimento constante. Tanto a altura média como o percentil 95 apresentam correlações muito robustas com o tempo ($R^2 = 0.89$, $p < 0.001$), evidenciando um ganho estrutural linear e consistente a esta escala temporal, praticamente independente de outros factores, que reflecte as características específicas do Pinheiro manso como espécie de crescimento rápido em ambientes mediterrâneos. Esta trajectória funciona como um atalho na sucessão típico das reflorestações, onde a introdução directa de uma espécie arbórea de grande porte encurta as fases herbácea e arbustiva características da sucessão natural.

A dominância do Pinheiro-manso explica a estabilidade desta evolução: trata-se de uma conífera adaptada a solos pobres e condições de seca, capaz de crescimento rápido, que introduziu de forma imediata um estrato arbóreo contínuo. A correlação quase perfeita com o tempo sugere que o crescimento é fundamentalmente controlado por factores internos da planta (idade, desenvolvimento fisiológico), em vez de ser limitado pela variabilidade ambiental externa. No entanto, a janela temporal dos voos realizados (2018-2025), bem como o facto de apenas terem começado cerca de quinze anos após a reflorestação, reduz bastante o horizonte temporal disponível para a análise, limitando a possibilidade de observar tanto as dinâmicas iniciais pós abandono como a resposta mais alargada no tempo que é o mais relevante em vegetação nesta fase de crescimento.

Este ganho estrutural ocorre à custa da uma diversidade funcional do sistema. A criação imediata de um coberto contínuo altera substancialmente o microclima do sub-bosque, limitando o estabelecimento de espécies arbustivas e herbáceas características da sucessão regional. Este processo de simplificação ecológica é característico de plantações mono-específicas, onde a rapidez estrutural pode comprometer a complexidade funcional a médio prazo.

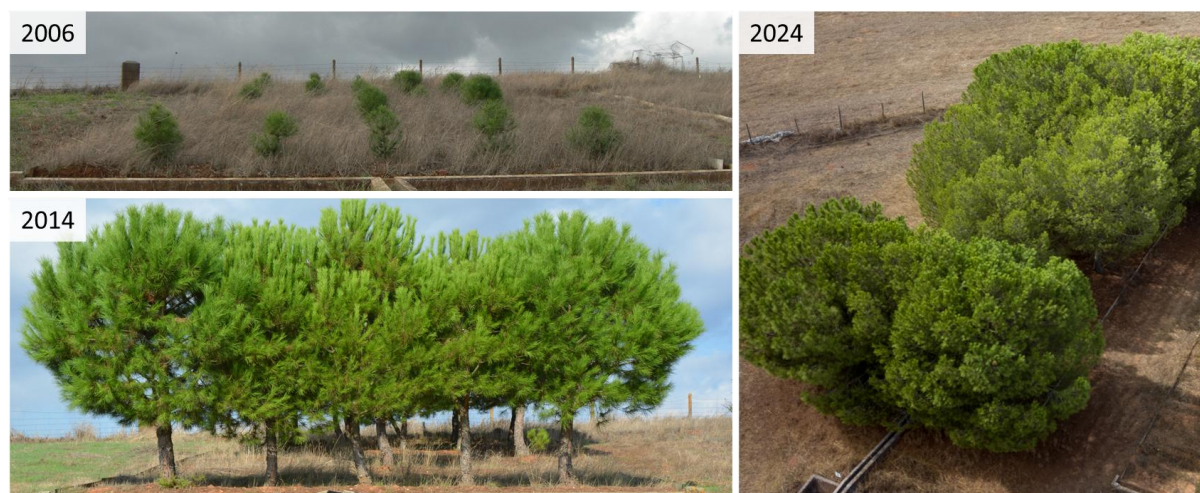


Figura 87 - Evolução do coberto to talhão T8 entre 2006 e 2024.

Os talhões reflorestados com Azinheira (T9 e T13) revelam padrões semelhantes, mas com um desenvolvimento vertical mais moderado (Figura 88) e com alguma variabilidade condicionada pelas técnicas de instalação. Ambos apresentam correlações fortes entre altura e tempo ($R^2 = 0.75$ e 0.93 , $p < 0.001$), confirmando o papel estruturante da plantação, mas com taxas de sucesso e de crescimento distintas. O talhão T9, plantado em *valle combro*, apresenta uma curva ligeiramente mais acentuada, com árvores mais altas e menos mortalidade. Esta técnica, que envolve a preparação mecânica do solo através do levantamento de sulcos, é utilizada para melhorar a capacidade de estabelecimento das plântulas ao reduzir a competição com vegetação herbácea existente, interromper a escorrência superficial e melhorar a infiltração e retenção de água, e diminuir a densidade da superfície plantada para facilitar o desenvolvimento inicial do sistema radicular (Nicolás et al., 1997; Schirone et al., 2019).

Por outro lado, no talhão T13, onde a plantação foi feita directamente sobre a superfície, o desenvolvimento é bastante mais lento e irregular, mas com menor taxa de mortalidade, apresentando manchas de falhas no coberto que reflectem principalmente o

estado inicial de desenvolvimento das árvores plantadas. Esta diferença ilustra como as condições de estabelecimento condicionam trajetórias estruturais a médio prazo, mesmo em espécies adaptadas como a azinheira. Aqui, a ausência de preparação do terreno resulta numa maior competição com a vegetação espontânea, resultando em maior heterogeneidade espacial e crescimento mais lento, mas também num coberto mais homogéneo. Seria interessante que, noutros trabalhos, se comparassem outros parâmetros de qualidade da instalação, como o estado fitossanitário das plantas durante o seu desenvolvimento, o tipo de origem das sementes ou plântulas na instalação, entre outros.



Figura 88 - Evolução do coberto to talhão T9 entre 2006 e 2024, e situação do talhão T13 em 2024.

Nos talhões de abandono espontâneo longo, os padrões são mais diversos (Figura 89). O talhão T13a, instalado em 1989, representa um estado intermédio de sucessão secundária, com um crescimento linear moderado, mas consistente, tanto em altura média como em P95 ($R^2 = 0.36$ e 0.58 , $p < 0.01$) a esta escala temporal. A situação deste talhão é consistente com uma fase de mato bem consolidada: o estrato herbáceo a cobre todo o talhão; o estrato arbustivo está bastante desenvolvido pela presença, principalmente, do sargoaço (*Cistus salviifolius*) e, em menor medida, da esteva (*Cistus ladanifer*) e do alecrim-dos-muros (*Phagnalon saxatile*); e a transição para o pré-bosque começa a ser evidente com a presença do sobreiro (*Quercus suber*) e do zambujeiro (*Olea sylvestris*).

Por ser o testemunho de um período muito longo de recuperação espontânea (1989-2024), esta trajetória representa uma sucessão típica de ecossistemas mediterrâneos: as primeiras fases são dominadas por espécies herbáceas anuais, progressivamente colonizadas por arbustivas pioneiras até ser estabelecido um coberto com maior complexidade estrutural, o mato. O crescimento linear lento observado no período de análise sugere que este sistema

atingiu, por agora, um estado de equilíbrio dinâmico. A situação de T13a representa uma funcionalidade ecológica importante deste tipo de matos nos ecossistemas mediterrâneos: 1) constituem habitats essenciais para a fauna regional ao simultaneamente proporcionarem abrigo e condições de complexidade ecológica que favorece cadeias tróficas mais estratificadas; 2) contribuem para o desenvolvimento de sistemas radiculares mais profundos que melhorar a estrutura do solo, capacidade de retenção de água e aceleram o aumento do teor de matéria orgânica em horizontes sub-superficiais; 3) e funcionam como ‘comunidades-abrigo’⁵⁸ que facilitam a instalação e crescimento de espécies arbóreas em ambientes adversos, ao criar microclimas de subcoberto, melhorar a qualidade do solo e proteger as plântulas da herbivoria (Castro et al., 2006; Cuesta et al., 2010).

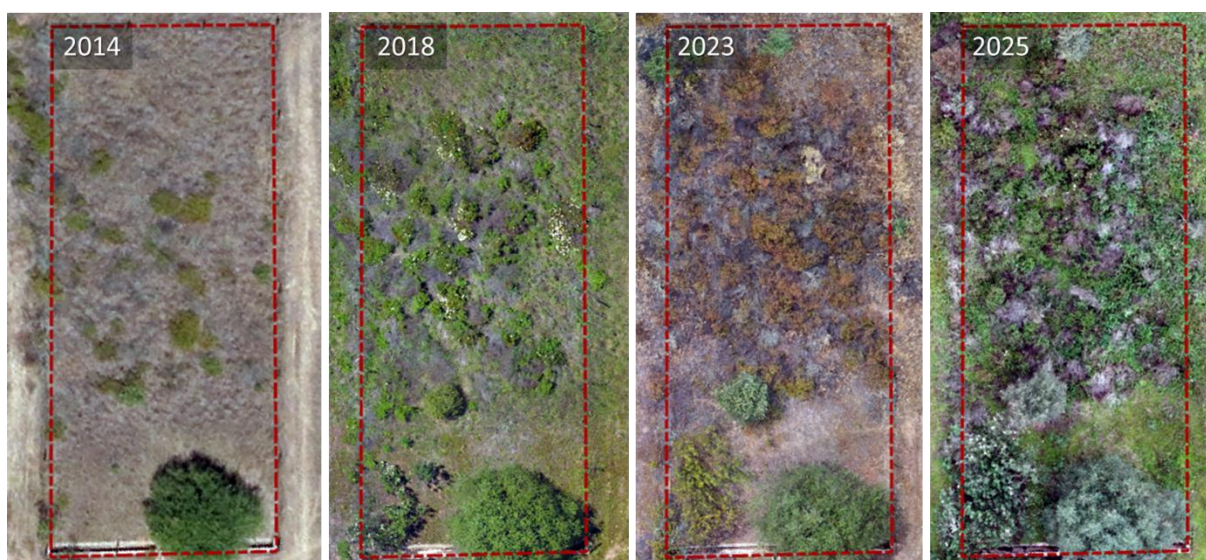


Figura 89 - Evolução do coberto no talhão T13a entre 2014 e 2025.

O talhão T7x, por sua vez, apresenta o padrão mais complexo deste grupo, com um comportamento dual que reflecte processos ecológicos distintos a ocorrer em simultâneo. Por um lado, a altura média mantém-se estável ao longo do período em análise, com uma ligeira variação não significativa influenciada pelo efeito dos anos mais recentes, por outro, o percentil 95 cresce de forma significativa ($R^2 = 0.33$, $p < 0.01$). Se a altura média do talhão está estagnada enquanto alguns indivíduos isolados, como o zambujeiro estabelecido no topo do talhão, estão a ganhar porte, isso significa por analogia que o estrato inferior está a diminuir.

⁵⁸ Tradução livre de ‘*nurse species*’ ou ‘*nurse communities*’, que são espécies ou comunidades que facilitam o estabelecimento, sobrevivência e crescimento de outras plantas, ao mitigarem condições ambientais adversas como a seca, temperaturas extremas e exposição solar em excesso.

Em ambientes como o dos talhões do CEEVF, essa diminuição de porte pode acontecer espontaneamente por: 1) degradação das condições ambientais, por exemplo, quando o desenvolvimento é limitado variações interanuais de temperatura e precipitação; 2) dinâmicas internas de substituição de espécies e facilitação ecológica, ou seja, quando algumas plantas modificam as condições de superfície, criando situações mais favoráveis para o estabelecimento e crescimento de outras.

A evolução recente do coberto de T7x entre 2006 e 2024 (**Error! Reference source not found.**) permite observar que a esteva foi abandonando progressivamente a área interna do talhão para se instalar nas margens adjacentes com maior pedregosidade e degradação superficial, como a área de transição entre T7 e T7x, frequentemente mobilizada em profundidade e no sentido do maior declive. Apesar de a esteva ter sido aqui introduzida pela acção humana, o processo observado em T7x serve para ilustrar o papel das espécies pioneiras: reduziu a erosão e ajudou a estabilizar processos de superfície após mais de 20 anos de rotação cereal-alqueive, contribuindo assim para acumular matéria orgânica e melhorar a densidade e estrutura, criando condições mais favoráveis ao desenvolvimento de espécies mais exigentes. O processo de facilitação observado em T7x demonstra o potencial importante da esteva como catalisador de recuperação ecológica.



Figura 90 - Evolução do coberto no talhão T7x entre 2006 e 2024.

O comportamento de T7x revela um paradigma ecológico distinto dos processos de aceleração arbustiva espontânea observados noutros talhões degradados como T2, T6 e T15. Enquanto em T7x a esteva foi intencionalmente introduzida para estabilizar um sistema previamente degradado por décadas de mobilização, noutros talhões observa-se uma colonização arbustiva espontânea que encurtou ou substituiu a fase herbácea inicial, estabelecendo-se espontaneamente em solos severamente degradados (T6, T15), ou com potencial de degradação pós abandono (T2). Esta diferença nas trajetórias entre T7x e T13a

levanta uma questão ecológica importante: estes talhões onde a fase arbustiva progrediu mais rapidamente (T2, T6, T15) seguirão o modelo de facilitação observado em T7x, ou vão desenvolver trajectórias próprias de estabilização arbustiva antes da passagem para o pré-bosque à semelhança de T13a?

As tendências observadas durante o período de análise apontam para uma progressão significativa na heterogeneidade de coberto ao longo do tempo nestes talhões ($R^2 = 0.44$ a 0.57 $p < 0.001$). Existem neste momento duas hipóteses: se estes talhões seguirem um padrão de transição semelhante a T7x, os arbustos estabelecidos terão o papel de melhorar as condições de solo para dar lugar a comunidades herbáceas mais exigentes como acontece noutros talhões (e.g. T4, T5, T12); alternativamente, podem estabilizar em comunidades arbustivas facilitadoras da transição para o estrato arbóreo à semelhança do que aconteceu de forma espontânea em T13a. Estas duas hipóteses colocam outra questão interessante: qual o verdadeiro papel da aceleração arbustiva espontânea observada em alguns dos talhões mais degradados? Se a trajectória for no sentido de uma progressão semelhante a T13a, significa que, até certo ponto, estes sistemas são capazes de induzir uma recuperação acelerada em condições adversas. Se a trajectória for semelhante à observada em T7x, significa que estes sistemas são capazes de adaptar as fases da sucessão à necessidade de criar condições de coberto favoráveis à colonização espontânea.

Continuar a monitorizar a evolução destes talhões é fundamental para perceber melhor as dinâmicas em jogo e os possíveis contributos para gestão e recuperação de ecossistemas: medir e analisar o comportamento progressivo de T13a, perceber qual o comportamento de T7x após a substituição das estevas, e observar o comportamento de T2, T6 e T15 para compreender melhor a resiliência e capacidade de adaptação destes sistemas.

Para além disto, apesar de ambos partilharem a mesma cronologia de abandono (35 anos desde 1989), a trajectória de sucessão de T13a contrasta com o comportamento observado em T7x por outro motivo. Enquanto T13a seguiu uma progressão espontânea típica, desenvolvendo gradualmente uma estrutura complexa, T7x representa um modelo diferente de recuperação pós-degradação facilitada através da introdução de espécies. Para além do ponto de partida o historial de uso prévio também as distingue: o talhão T13a foi instalado sobre solo não utilizado para a prática agrícola, num local onde apenas se controlava o crescimento das ervas mais altas no final do Verão; por sua vez, T7x teve 27 anos de gestão

cereal-alqueive (1962-1989) que induziram processos de degradação do solo antes da introdução da esteva. Assim, as diferenças no comportamento nestes dois casos devem ser interpretadas com cautela: apesar de serem exemplos contrastantes de gestão de ponto de partida a trajectória pode também estar influenciada pela degradação prévia induzida em T7x pela gestão agrícola.

Dos únicos testemunhos de abandono prolongado nos talhões do CEEVF, nenhum acaba por representar uma trajectória pura de sucessão espontânea pós-abandono da actividade agrícola: T7x representa um abandono gerido com introdução de espécies, como que uma renaturalização activa (*active rewilding*) à semelhança do que acontece nos talhões reflorestados; enquanto T13a representa uma sucessão espontânea de renaturalização (*passive rewilding*), que acontece num espaço não degradado ou pelo menos não tão degradado como os restantes talhões geridos. Estas diferenças devem ser consideradas durante a leitura de resultados à luz da dimensão temporal da sucessão: ao longo deste trabalho, os talhões T7x e T13a serão enquadrados como testemunho de abandono de longa duração, da mesma forma que os talhões T10 e T11 serão representativos de abandono mais recente.

Estes resultados confirmam que as trajectórias de resposta lenta diferem significativamente entre reflorestação e abandono espontâneo, mas também dentro de cada modalidade. Assim, os sistemas de resposta lenta demonstram três grandes padrões. Nas reflorestações (T8, T9, T13), a acumulação estrutural vertical é rápida e linear, mas dependente da espécie e da técnica de plantação, e ocorre à custa de menor diversidade funcional. No abandono espontâneo longo (T13a), a acumulação estrutural é mais gradual, mas ecologicamente complexa, marcada por substituições internas que reflectem processos de sucessão secundária há décadas em curso. Em talhões híbridos (T7x), a introdução de espécies pioneiras pode catalisar processos de recuperação, mas gera trajectórias distintas das observadas em sucessões espontâneas puras.

Importa também reconhecer algumas limitações desta abordagem. A primeira é puramente metodológica. Para obter resolução espacial suficiente para capturar as dinâmicas internas dos talhões não reflorestados, foi necessário voar toda a área do CEEVF a uma altitude entre os 20 e os 40 m. Isto cria alguns desafios, especialmente em T8: os topos mais altos dos pinheiros, a cerca de sete metros de altura, estão por vezes próximos o suficiente da

câmara do *drone* para que o movimento dos ramos provocado pelo vento induza possa induzir, por vezes, alguns erros de medição nos dados de altura. Apesar de a maioria dos voos ter sido efectuada em condições mínimas de vento, houve um momento em que isto se observou de forma bastante acentuada (Abril de 2024) e, por esse motivo, esse voo foi excluído da análise de T8. A segunda tem a ver com o facto de os voos apenas terem começado em meados de 2018, cerca de quinze anos após as acções de reflorestação, já depois da fase mais acelerada do crescimento destas espécies. Assim, nos talhões reflorestados (T8, T9, T13), o crescimento observado neste período representa provavelmente uma fase de desaceleração, com as árvores já próximas dos limites potenciais do seu crescimento neste local.

Sistemas de impulso: efeitos da variabilidade climática nas dinâmicas estruturais⁵⁹

Nos talhões em abandono agrícola mais recente, as dinâmicas de crescimento estrutural não revelam padrões de acumulação linear comparáveis aos observados nos sistemas de resposta lenta. A evolução parece antes marcada por flutuações ao longo do tempo, levantando a hipótese de que a variabilidade climática funciona como factor determinante da expansão ou recessão do coberto vegetal. Ao contrário das trajectórias mais estáveis associadas a reflorestados ou abandonos prolongados, aqui o ponto de partida herbáceo e a ausência de um estrato arbustivo consolidado tornam estes sistemas mais sensíveis às condições hídricas de curto prazo.

A análise multitemporal (2018–2025) mostra que diferentes grupos de ponto de partida (cereal, alqueive, forragem, lavrado e aromáticas) apresentam trajectórias com algumas diferenças, mas em todos os casos há indícios de respostas associadas à disponibilidade hídrica (Tabela 27). Esta variabilidade sugere que, nestes sistemas, o tempo desde o abandono não é suficiente para explicar as dinâmicas estruturais, sendo necessário compreender de que forma a precipitação influencia as dinâmicas de cobertura e, sobretudo, qual o seu significado ecológico. Para avaliar até que ponto as dinâmicas estruturais estão

⁵⁹ Parte desta análise está publicada em *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences*, no artigo “The Role of Land Use Intensity on Vegetation Recovery Gradients After Land Abandonment in the Semiarid SE Alentejo, Portugal” (Cerqueira et al., 2025). Neste ponto, utiliza-se a série temporal já actualizada para incluir todos os dados disponíveis para o ano 2024/25 e a relação entre variabilidade climática e modelos de altura da vegetação é demonstrada através de uma análise estatística mais completa.

associadas a impulsos climáticos de curto prazo, testaram-se correlações entre a precipitação acumulada em janelas móveis de 1, 3, 6 e 12 meses e as métricas de altura da vegetação (média e P95) em todos os talhões. A tabela seguinte apresenta apenas os resultados estatisticamente significativos mais consistentes, seleccionados de entre o conjunto completo de testes.

Tabela 27 - Correlações significativas entre precipitação acumulada (janelas de 1, 3, 6 e 12 meses) e métricas estruturais (média e P95).

	janela	talhão / grupo	R ² =	p =		janela	talhão / grupo	R ² =	p =
Média	6 m	T4	0.23	< 0.05	P95	6 m	T3	0.22	< 0.05
	6 m	T5	0.18	< 0.05		6 m	T4	0.27	< 0.05
	6 m	T11	0.26	< 0.05		6 m	T5	0.23	< 0.05
	6 m	T10	0.23	< 0.05		1 m	T7	0.19	< 0.05
	6 m	T12	0.30	< 0.01		3 m	T10	0.27	< 0.05
	6 m	Aromáticas	0.24	< 0.001		6 m	T11	0.27	< 0.05
	6 m	Forragem	0.23	< 0.001		3 m	T12	0.31	< 0.01
						3 m	T14	0.26	< 0.05
						3 m	T15	0.19	< 0.05
						3 m	Aromáticas	0.26	< 0.001
						3 m	Forragem	0.24	< 0.001
						3 m	Lavrado	0.16	< 0.001

Os resultados indicam que as correlações mais robustas entre precipitação e métricas de estrutura da vegetação se concentram em janelas de acumulação de 3 a 6 meses. Isto sugere que o efeito das chuvas não se manifesta de forma imediata, mas sim numa escala sazonal, reflectindo a resposta cumulativa da vegetação a impulsos hídricos de curta duração. Nos talhões de abandono agrícola recente, nomeadamente T4, T5, T10, T11 e T12, observam-se relações positivas entre a precipitação e a altura média, com valores de R² entre 0.18 e 0.30. Este padrão é consistente com a natureza herbácea e de curta rotação destas comunidades, cuja dinâmica estrutural depende fortemente da disponibilidade hídrica. Quando analisada a métrica P95, que reflecte o desenvolvimento dos indivíduos mais altos, a influência da precipitação torna-se mais ampla, estendendo-se a talhões adicionais, como T3, T7, T14 e T15. Nestes casos, a resposta parece estar associada ao crescimento episódico de espécies ou indivíduos dominantes, capazes de aproveitar rapidamente as condições favoráveis de precipitação para ganhar porte, mesmo em contextos onde a altura média da vegetação não se altera de forma significativa.

A análise agregada por grupos confirma esta tendência: os talhões ocupados por aromáticas e forragens apresentam as correlações mais fortes e consistentes, tanto na altura média como no P95, reflectindo a elevada sensibilidade destes sistemas à variabilidade climática. Os talhões lavrados apresentam respostas mais moderadas e apenas no P95, o que indica que a influência da precipitação se restringe ao desenvolvimento pontual de indivíduos mais altos, sem alterar de forma clara a estrutura média do coberto. Em conjunto, estes resultados reforçam a interpretação de que os sistemas herbáceos e de curta duração são particularmente sensíveis à variabilidade climática interanual. Ao contrário do que se verificou nos talhões analisados na secção anterior, onde não foram detectadas correlações significativas com a precipitação, aqui a estrutura responde de forma directa a oscilações sazonais de disponibilidade hídrica, confirmando a natureza impulsiva destas trajectórias.

As relações estatísticas apresentadas anteriormente precisam de ser contextualizadas em séries temporais mais amplas, de forma a evidenciar como as variações interanuais de precipitação se traduzem em oscilações estruturais ao nível dos talhões (Figura 91). A leitura combinada destes resultados mostra que a resposta dos talhões agrícolas abandonados não se faz de forma linear, mas sim através de impulsos marcados por anos particularmente húmidos ou secos.

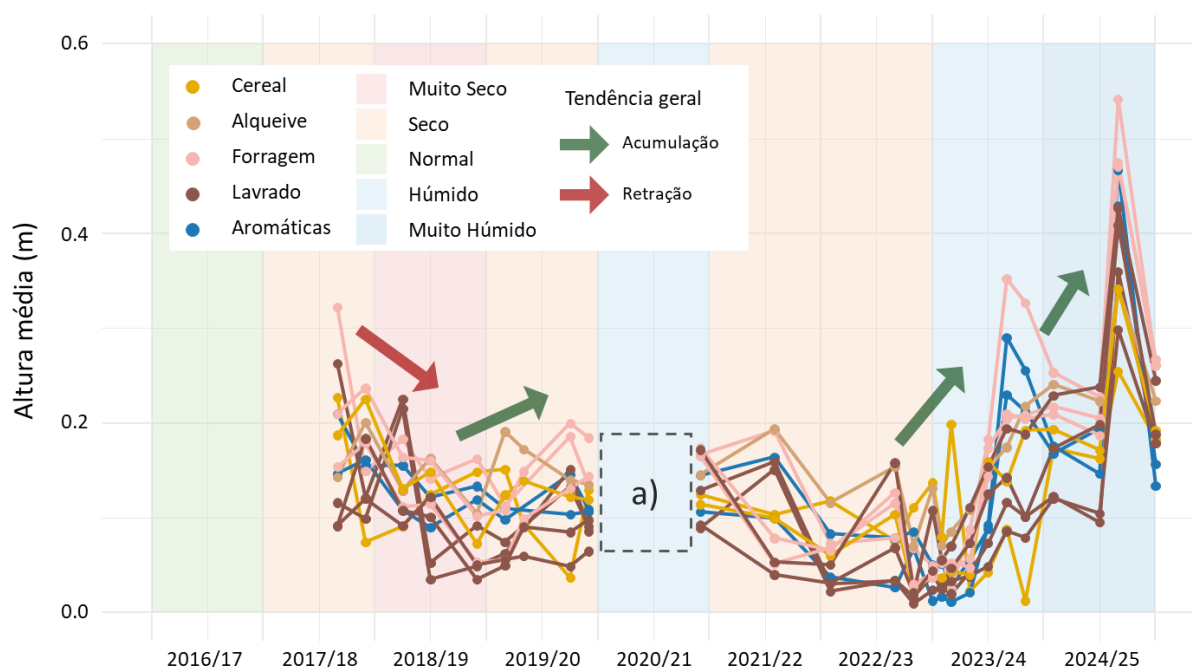


Figura 91 - Evolução da altura média do talhão para diferentes pontos de partida de abandono para o período entre 2017/18 e 2024/25. As cores indicam a classificação do ano em relação à média do período 1991-2020 para a estação de Mértola – Vale Formoso. a) Interrupção na recolha de dados entre Agosto de 2020 e Agosto de 2021 devido à sequência de confinamentos durante a pandemia de COVID-19.

Nos anos mais secos, observam-se quebras na altura média da vegetação nos talhões, e essa quebra parece ser tanto mais acentuada quanto mais extrema a situação de seca (e.g. 2017/18 e 2018/19). No entanto, este comportamento parece ser também em parte dependente de contexto: primeiro, porque a diminuição generalizada da altura do coberto entre 2017/18 e 2018/19 está provavelmente condicionada pelo coberto herdado do ano normal anterior (2016/17); depois, porque a passagem de um ano muito seco para um ano seco (2018/19 para 2019/20), segundo esta hipótese, resultaria na continuidade do processo de retracção, apenas mais atenuado, em vez do ganho estrutural generalizado que se observou. Nos anos de maior precipitação observou-se o contrário: na presença de um ano mais chuvoso (2023/24), verificou-se um crescimento generalizado muito significativo da altura média do coberto, e o efeito acumulou-se na continuação dessa tendência por mais um ano (2024/25). Esta resposta contextual a diferenças relativas de precipitação indica que estes talhões se comportam como sistemas de impulso, caracterizados por uma resposta muito rápida à melhoria relativa das condições de crescimento da vegetação, mesmo entre anos secos. Analisar estas dinâmicas agrupando os talhões por pontos de partida permite descrever as diferenças na sensibilidade estrutural a variações de precipitação. Para isso, as séries foram agrupadas em quatro conjuntos principais: cereais (T1, T2 e T3), forragens (T4, T5 e T12), aromáticas (T10 e T11), e lavrados (T6, T7, T14 e T15) apresentam diferentes respostas a impulsos climáticos (Figura 92).

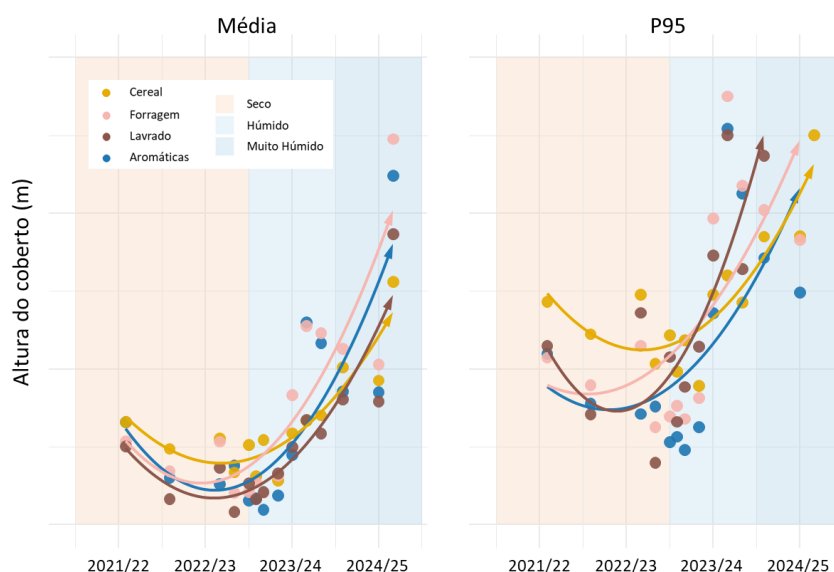


Figura 92 – Evolução de duas métricas de coberto (Média e P95) entre 2021 e 2025 com base nas médias dos talhões agrupados por último coberto. As linhas representam tendências gerais para ilustrar o comportamento de cada grupo.

Nos talhões de cereal (T1, T2 e T3) a sensibilidade à variabilidade climática é a menor de todos os grupos: as quebras em anos secos são mais atenuadas e a resposta a condições de mais humidade é mais lenta e menos intensa, e a correlação com janelas de precipitação é a mais fraca e sem significância. Nos talhões de forragem (T4, T5 e T12), a evolução estrutural mostra-se bastante dependente da precipitação acumulada sobretudo numa janela de seis meses, sugerindo uma sensibilidade moderada a impulsos de precipitação. Estes sistemas caracterizam-se por quebras acentuadas em períodos secos, seguidas de recuperações rápidas em anos de maior pluviosidade. Esta elasticidade estrutural é típica de comunidades herbáceas anuais competitivas, cuja biomassa aérea e altura acompanham a disponibilidade sazonal de água.

Os talhões dos ensaios com aromáticas antes do abandono (T10 e T11) apresentam uma resposta semelhante ao grupo das forragens, mas com quebras mais acentuadas nos anos mais secos e uma recuperação mais rápida e intensa na transição para anos mais húmidos, reflectindo comunidades dominadas por herbáceas de rápido crescimento, coerentes com o menor tempo de abandono, e baixa inércia estrutural interanual. Estes talhões constituem os exemplos mais claros de sistemas de resposta impulsiva, em que a precipitação recente determina quase integralmente a dinâmica da altura do coberto. Os talhões abandonados lavrados no sentido do maior declive (T6, T7, T14 e T15) são os que apresentam uma maior resposta à precipitação acumulada a um e três meses, comportando-se como sistemas de resposta muito rápida a impulsos de precipitação.

Os resultados mostram que nas situações de abandono espontâneo recente, a capacidade de desenvolvimento estrutural e acumulação de biomassa aérea está relacionada sobretudo com a variabilidade climática. Em função das condições de partida, esta sensibilidade pode estar mais associada a tendências gerais do total de precipitação ao longo do tempo, como os talhões abandonados após rotações de cereais, ou à resposta a impulsos de precipitação, como os talhões abandonados após forragens, mobilização contínua, ou aromáticas com menor tempo de abandono. As respostas mais importantes ocorrem sobretudo nas janelas acumuladas de três e seis meses, o que significa que estes talhões, nesta fase da sucessão secundária, representam sistemas de resposta relativamente rápida.

Síntese das dinâmicas temporais contrastantes

As trajetórias analisadas evidenciam dois modos distintos de resposta estrutural. Por um lado, os sistemas de abandono prolongado e os talhões reflorestados apresentam padrões de crescimento relativamente estáveis, que se desenvolvem de forma contínua ao longo do tempo e apenas marginalmente dependentes da variabilidade interanual da precipitação. Por outro, os sistemas de abandono agrícola recente revelam um comportamento marcado por respostas impulsivas à disponibilidade hídrica recente. Este contraste sugere que o papel do clima e das condições edáficas deve ser entendido em função da fase da sucessão em que se encontram os talhões e do tipo de coberto dominante no momento do abandono. Estas diferenças podem ser enquadradas à luz da base fisiológica que antecede a acumulação de biomassa e desenvolvimento estrutural: se a produtividade primária é o processo de, através da fotossíntese, transformar em glucose a água captada pelas raízes e o dióxido de carbono captado pelas folhas, entre os talhões em estudo, tanto uma como outra parte da equação têm nuances importantes.

Os talhões reflorestados ou de abandono mais longo terão, à partida, uma maior disponibilidade hídrica tanto devido às condições de superfície criadas pela alteração nas dinâmicas de escorrência e teor de matéria orgânica no solo, como pelo sistema de raízes mais complexo e profundo e, portanto, maior capacidade de aproveitar a água retida. Para além disso, à medida que a sucessão ecológica avança, surgem espécies com folhas maiores e com maior capacidade de captar dióxido de carbono. Para além disso, nestas fases da sucessão e estratificação de coberto, parte da estrutura é já lenhosa e, portanto, mais estável ao longo do tempo. Assim, nestes casos, não só a disponibilidade hídrica é à partida superior, como também, numa situação de seca prolongada, no limite observar-se-ia uma estagnação no crescimento.

Nos talhões em fases mais incipientes da sucessão ecológica verifica-se o contrário: o domínio de herbáceas e gramíneas de pequeno porte pontuadas com alguns arbustos cria sistemas radiculares menos densos e menos profundos, a ausência de estratificação de coberto tem menos potencial na diminuição da energia cinética das gotas da chuva e na interrupção da escorrência, o menor volume de biomassa condiciona a acumulação de matéria orgânica e as comunidades que ali se desenvolvem têm folhas mais pequenas e menor capacidade captar carbono. Nestas condições, o desenvolvimento estrutural está

dependente, por um lado, da quantidade total de carbono que as plantas presentes no talhão conseguem captar e, por outro, da quantidade de água disponível no solo. Nos anos em que a água disponível no solo é superior à capacidade total de captação de carbono no talhão, este processo é maximizado. Nos anos em que a disponibilidade hídrica é inferior à necessária para manter uma produtividade primária que mantenha ou estagne a acumulação de biomassa, esse processo reverte-se. Os resultados apresentados anteriormente indicam que o comportamento destes talhões ao aumento relativo da disponibilidade hídrica é coerente com sistemas de impulso descritos na literatura (Jentsch & White, 2019; Reich et al., 2025).

VI.3.4. Implicações ecológicas e de gestão

A análise conjunta das correlações estruturais com a diversidade florística, o tempo de abandono e as condições de partida permite avançar de uma leitura descritiva para uma perspectiva que relaciona estes resultados com opções de gestão. Um exercício como este torna possível hierarquizar os factores que condicionam a recuperação da vegetação, avaliar os compromissos inerentes entre trajectórias distintas e discutir as implicações para a gestão, recuperação e valorização dos serviços de ecossistema associados.

Em primeiro lugar, dominam os efeitos de legado: a perda de solo acumulada é o preditor mais robusto e consistente, confirmando que a intensidade de uso pré-abandono deixa marcas de longa duração na sucessão mediterrânica. Em segundo lugar, os factores topográficos como declive e exposição influenciam, mas não determinam, a trajectória, uma vez que a intensidade da acção antrópica foi suficiente para se sobrepor aos padrões naturais de vertente (Grahmann et al., 2022). Finalmente, o tempo de abandono actua como motor de recuperação, introduzindo estratificação e heterogeneidade de forma consistente, mas ainda em regime de crescimento exponencial típico das fases iniciais da sucessão secundária.

Estas observações têm implicações directas para a gestão. O reconhecimento de limiares de degradação sugere que há talhões onde a recuperação passiva é viável e eficaz, sobretudo nos menos degradados. Por outro lado, nos talhões onde os legados de erosão ultrapassaram determinados limiares, será necessário recorrer a intervenções activas para restaurar a capacidade produtiva e estrutural dos solos. Além disso, a comparação com os talhões reflorestados evidencia que a aceleração estrutural induzida por plantações gera perfis de altura mais elevados, mas frequentemente à custa de uma menor diversidade e de um sub-bosque simplificado. Esta constatação reforça a necessidade de avaliar

cuidadosamente os compromissos entre diferentes trajectórias de renaturalização neste tipo de ecossistemas.

As variabilidade de trajectórias e a sua relação com padrões florísticos e estruturais coloca questões alinhadas com a investigação sobre compromissos de serviços de ecossistema (Dade et al., 2019; de Silva et al., 2025; Himes et al., 2020). Estes compromissos podem ser entendidos em duas dimensões: 1) entre benefícios de curto prazo, como a acumulação rápida de biomassa, e benefícios de longo prazo, como o desenvolvimento do solo e a estabilidade geral do sistema (Liu et al., 2025; Nadal-Romero et al., 2016a); e 2) entre serviços estruturais, como o sequestro de carbono e o controlo da erosão, e serviços funcionais, como o ciclo de nutrientes ou a capacidade de retenção de água.

A relação entre as condições de partida, a diversidade florística e o desenvolvimento estrutural nos talhões, levanta duas questões centrais. A primeira diz respeito à eficácia de cada trajectória em gerar benefícios dos ecossistemas: qual das abordagens é mais adequada para fornecer os serviços-chave neste território? Trabalhos futuros deverão comparar de forma sistemática o abandono espontâneo (*passive rewilding*) e diferentes modalidades de reflorestação e gestão pós-abandono (*active rewilding*), como já foi discutido no capítulo da Serra de Serpa e Mértola (V.3). Em solos delgados e pobres em matéria orgânica, uma fracção importante do carbono pode estar armazenada nas raízes (Almagro et al., 2010). Acelerar a introdução de árvores pode, por isso, maximizar mais rapidamente esse serviço. No entanto, se a reflorestação ocorre em áreas já em sucessão espontânea, as perdas de carbono no solo resultantes da mobilização inicial podem demorar décadas a ser compensadas pela acumulação de biomassa (Renna et al., 2024).

A segunda questão prende-se com a viabilidade a longo prazo das trajectórias. Será que estes sistemas conseguem manter a sua evolução sem intervenção? E de que forma o clima em mudança pode condicionar essa capacidade? Os talhões reflorestados podem apresentar maior resiliência a cenários de seca, devido ao efeito protector da copa e à presença de sistemas radiculares mais densos e profundos. Já a sucessão secundária espontânea pode ser limitada em condições de aridez elevada ou variável, o que levanta a questão de como estas trajectórias respondem a diferentes regimes climáticos.

Os resultados da análise multitemporal reforçam a possibilidade de estratégias de gestão diferenciadas que reconheçam os dois paradigmas de resposta identificados. Para os

sistemas de resposta lenta (reflorestados e abandono prolongado), a gestão pode privilegiar intervenções mínimas acompanhadas de monitorização de longo prazo, uma vez que estes sistemas demonstram capacidade intrínseca de desenvolvimento estrutural contínuo. A excepção reside nos talhões reflorestados, onde estratégias de enriquecimento funcional podem contrariar a simplificação ecológica observada, através da introdução pontual de espécies arbustivas e herbáceas características da sucessão regional.

Os sistemas de impulso (abandono agrícola recente de T10 e T11) podem beneficiar de uma gestão que reconheça a sua sensibilidade à precipitação recente acumulada, e a sua vulnerabilidade a períodos de seca no futuro. Isto implica um planeamento adaptativo das intervenções, sincronizado com os padrões sazonais de precipitação, bem como planos de contingência para anos de seca severa. A diferenciação por histórico de uso (cereais, forragens, aromáticas, lavrados) sugere ainda a necessidade estudar protocolos específicos que considerem as especificidades de cada grupo.

Extrapolando estes resultados à escala da paisagem, a coexistência de sistemas com respostas temporais distintas cria mosaicos funcionais que podem potenciar a conectividade ecológica. Os sistemas mais estáveis (T8, T9, T13, T13a, T7x) funcionam como núcleos de habitat permanentes, proporcionando refúgio e recursos consistentes para a fauna regional, enquanto os sistemas de impulso criam habitats dinâmicos que expandem e contraem consoante a disponibilidade hídrica.

Esta heterogeneidade temporal pode ser particularmente valiosa para espécies com diferentes estratégias ecológicas: espécies que se movimentam pouco na paisagem (sedentárias) ou que apenas se conseguem estabelecer num leque muito restrito de condições (especialistas) beneficiam da estabilidade dos sistemas maduros; espécies que dependem ou se adaptam a ambientes diversificados (generalistas) podem explorar as oportunidades criadas pela expansão episódica dos sistemas herbáceos. A gestão deve, por isso, considerar a complementaridade funcional entre diferentes tipos de sistemas, ligando manchas de estabilidade através de matrizes de sistemas mais complexos (Hackett et al., 2024).

A análise levanta questões ecológicas fundamentais sobre os mecanismos que determinam transições entre tipos de resposta. Os talhões T2, T6 e T15, que apresentam aceleração arbustiva espontânea, constituem casos-teste críticos para compreender se sistemas degradados podem auto-organizar-se em trajectórias de recuperação ou se

permanecem presos em estados alternativos de baixa produtividade. A identificação de limiares de transição entre sistemas de impulso e sistemas estáveis é crucial para métodos de gestão preditiva. Estes limiares podem ser definidos por indicadores de solo (profundidade, teor de matéria orgânica, capacidade de retenção de água), estruturais (altura média, heterogeneidade espacial, percentagem de coberto) e funcionais (diversidade, eficiência no uso da água, conectividade de habitats). O desenvolvimento de modelos preditivos que integrem estas variáveis com projecções climáticas regionais permitirá identificar antecipadamente quais sistemas requerem intervenção activa e quais podem beneficiar de gestão passiva. Esta capacidade de antecipação é essencial para optimização dos recursos de conservação e para maximização dos benefícios ecológicos das estratégias de renaturalização e deve ser considerada em estudos futuros.

VI.4. Processos de superfície: sequestro de carbono no solo e dinâmica de vertentes

A análise desenvolvida anteriormente mostrou como a composição florística e a estrutura da vegetação evoluem após o abandono agrícola, revelando tanto dinâmicas de recuperação espontânea como bloqueios induzidos por legados de degradação. Estas diferentes trajetórias de recuperação espontânea do ecossistema criam diferentes dinâmicas de interação entre as plantas e o solo: plantas com folhas pequenas e menor actividade clorofilina têm menor capacidade de captura de carbono, o que se traduz em produtividade primária mais baixa e, conseqüentemente, menor armazenamento de carbono na biomassa; espécies com sistemas radiculares densos produzem exsudatos que enriquecem a camada superficial do solo, enquanto espécies com raízes mais profundas influenciam trocas orgânicas em horizontes inferiores, mas a um ritmo mais lento (Jobbágy & Jackson, 2000; Lei et al., 2023). Assim, talhões com um maior desenvolvimento na sucessão ecológica combinam o fornecimento contínuo de matéria orgânica pelos resíduos de plantas dos estratos superiores e as dinâmicas anuais das herbáceas, conservados pela acção protectora do desenvolvimento estrutural.

É a este nível que termina o resultado da análise das trajetórias de recuperação condicionadas pelos legados de uso e degradação acumulada, fechando o ciclo atmosfera–planta–solo: as espécies que surgem em cada talhão e a forma como se desenvolvem e evoluem ao longo do tempo vão determinar a taxa de fornecimento e assimilação de matéria orgânica que, por sua vez, vai condicionar a capacidade de regeneração futura. Assim, importa estudar três parâmetros fundamentais na camada superficial do solo: o teor de matéria orgânica traduz o ritmo de fornecimento e assimilação de biomassa no sistema e aumenta a agregação e a porosidade do solo, enquanto a textura e a densidade aparente condicionam a distribuição da água no perfil e o volume total de carbono presente no horizonte superficial (Dilkova R. et al., 2002; Qin et al., 2024).

Ao articular estes parâmetros com as trajetórias de sucessão já caracterizadas, quer na sua composição específica, quer no seu desenvolvimento estrutural, torna-se possível avaliar até que ponto a recuperação do solo acompanha, limita ou se dissocia da recuperação destes ecossistemas. No entanto, compreender o comportamento ao nível do solo implica também considerar a sua expressão funcional à superfície: a estrutura da vegetação e as propriedades do solo determinam a forma como a água da chuva se infiltra, escorre e

redistribui ao longo da vertente, representando um indicador importante para compreender a recuperação ecológica pós-abandono.

Nos ecossistemas mediterrâneos, onde a estação seca é longa e a precipitação ocorre muitas vezes concentrada em curtos episódios de elevada intensidade, a capacidade de o solo reter água e matéria orgânica é determinante para a adaptação a um clima em mudança: solos com maior teor de matéria orgânica têm mais capacidade de retenção de água e estabilidade de agregados, enquanto solos degradados e compactados favorecem a escorrência superficial. Assim, torna-se fundamental analisar em conjunto as características do solo e a resposta hidrológica das vertentes ao longo das diferentes trajetórias de sucessão, de forma a responder a cinco questões principais:

- Existe uma variação sazonal significativa no teor de matéria orgânica do solo?
- Quais são as diferenças no teor de carbono, densidade aparente nos diferentes talhões após o abandono, e como se relacionam com as diferentes trajetórias de recuperação?
- Em que medida as trajetórias florísticas e estruturais da vegetação se relacionam com as dinâmicas da camada superficial do solo?
- Quais são os limiares de precipitação e de intensidade a partir dos quais se desencadeia escorrência, e como variam entre trajetórias com diferentes legados de uso e graus de regeneração?
- Em que medida estas dinâmicas confirmam, alteram ou acrescentam nuances às trajetórias de recuperação já identificadas e à respectiva interpretação ecológica?

Para responder a estas questões foram utilizados três conjuntos de dados complementares. O primeiro corresponde a uma série de amostragens sazonais realizadas entre Novembro de 2021 e Agosto de 2022, em que se recolheram amostras superficiais de solo (0 - 5 cm) para determinação do teor de carbono orgânico e da densidade aparente. O segundo resulta de uma campanha em Maio de 2024, coincidindo com o levantamento florístico e o voo de referência para a estrutura da vegetação, na qual se analisaram o carbono orgânico e a densidade aparente. Por fim, a resposta hidrológica dos talhões foi monitorizada de forma contínua entre Outubro de 2016 e Setembro de 2024 através do sistema de balancetes calibrados do CEEVF e de uma estação meteorológica de elevada resolução

temporal. Para cada evento foram calculadas métricas de escorrência, de forma a caracterizar a resposta e identificar limiares de resposta hidrológica nos diferentes talhões.

Assim, este capítulo relaciona os padrões de matéria orgânica, densidade, textura e escorrência superficial com as métricas florísticas e estruturais da vegetação, procurando compreender em que medida as diferentes trajectórias de recuperação condicionam o sequestro de carbono e a disponibilidade hídrica nos talhões. Com esta abordagem, o capítulo completa o ciclo atmosfera–vegetação–solo, discutindo o papel das dinâmicas e processos à superfície como componentes fundamentais da recuperação ecológica e indicadores da resiliência funcional destes ecossistemas.

VI.4.1. Caracterização do solo e dinâmica sazonal nos talhões

A caracterização das propriedades físicas e químicas do solo nos talhões do CEEVF constitui o ponto de partida para compreender a resposta do solo após o abandono e a sua articulação com as trajectórias de recuperação da vegetação descritas nos capítulos anteriores. A regeneração do solo é um processo mais lento e cumulativo do que a da vegetação, reflectindo não apenas o tempo decorrido desde o abandono, mas sobretudo a intensidade da degradação prévia e a natureza dos processos de formação do solo e actividade biológica reactivados após a cessação das práticas agrícolas.

Neste contexto, a análise dos talhões do CEEVF oferece uma oportunidade singular para observar diferentes fases de reestruturação física e química do solo sob condições controladas. Cada talhão representa uma trajectória específica de abandono, correspondendo a distintos pontos de partida e tempos de regeneração, mas partilhando de um modo geral o mesmo contexto climático, topográfico e litológico. Essa uniformidade experimental permite isolar o efeito das práticas passadas (mobilização contínua, rotações com cereais, forragens, reflorestação ou abandono espontâneo) na configuração actual das propriedades do solo.

A camada superficial (0 - 5 cm), onde se concentram as dinâmicas mais activas e de curta escala temporal, é particularmente sensível a estas diferenças. As variações no teor de carbono orgânico, densidade aparente e textura indicam as características actuais do solo e estão associadas ao restabelecimento das funções ecológicas fundamentais: armazenamento de carbono, infiltração, agregação e protecção contra a erosão. A Tabela 28 reúne as estatísticas descritivas de carbono orgânico, densidade aparente e granulometria dos talhões em análise.

Tabela 28 - Estatísticas descritivas para o carbono orgânico (OC), densidade aparente (BD), teor de carbono no solo (SOC) e teores de areia, silte e argila para os talhões do CEEVF em Maio de 2024.

		T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T7x	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T13a	T14	T15
OC (%)	$\tilde{x}$	1.17	1.15	1.49	2.08	1.69	1.24	1.23	1.97	1.74	1.47	1.32	1.29	1.38	1.65	2.76	1.29	0.97
	$\bar{x}$	1.17	1.14	1.55	1.96	1.76	1.20	1.25	2.03	1.72	1.74	1.25	1.13	1.22	1.45	2.70	1.27	1.05
	σ	0.31	0.09	0.14	0.34	0.25	0.08	0.18	0.32	0.20	0.63	0.26	0.39	0.54	0.35	0.09	0.14	0.34
	Min.	0.86	1.03	1.47	1.58	1.54	1.11	1.09	1.75	1.51	1.29	0.96	0.69	0.62	1.04	2.60	1.12	0.76
	Max.	1.49	1.22	1.71	2.23	2.03	1.24	1.44	2.38	1.91	2.47	1.47	1.42	1.65	1.65	2.76	1.39	1.42
BD (g cm ⁻³)	$\tilde{x}$	1.22	1.27	1.15	1.15	1.12	1.41	1.38	1.11	1.17	1.21	1.27	1.03	1.19	1.35	1.03	1.24	1.26
	$\bar{x}$	1.24	1.29	1.16	1.12	1.13	1.41	1.40	1.11	1.14	1.23	1.27	1.06	1.13	1.35	1.06	1.25	1.27
	σ	0.06	0.05	0.10	0.15	0.03	0.05	0.05	0.08	0.22	0.06	0.02	0.07	0.10	0.06	0.11	0.05	0.02
	Min.	1.19	1.26	1.06	0.96	1.11	1.36	1.37	1.03	0.91	1.18	1.25	1.02	1.02	1.29	0.96	1.21	1.25
	Max.	1.30	1.35	1.26	1.25	1.17	1.45	1.46	1.19	1.35	1.29	1.28	1.14	1.19	1.40	1.18	1.30	1.29
Areia (%)	$\tilde{x}$	38.8	37.3	39.7	42.3	39.1	47.6	45.8	46.1	43.1	44.2	49.2	49.2	50.1	46.3	47.2	50.2	48.6
	$\bar{x}$	40.5	38.1	39.6	44.3	40.1	48.8	45.0	45.4	43.2	44.6	48.5	48.3	49.2	47.8	47.1	49.6	48.0
	σ	3.2	7.7	3.0	5.2	2.4	2.6	2.0	1.5	0.1	0.8	2.4	2.6	1.7	3.5	0.7	2.0	1.9
	Min.	38.6	30.8	36.6	40.3	38.5	47.0	42.8	43.8	43.1	44.1	45.8	45.4	47.2	45.4	46.4	47.4	45.8
	Max.	44.3	46.2	42.5	50.2	42.9	51.8	46.5	46.4	43.3	45.5	50.5	50.4	50.3	51.8	47.7	51.2	49.6
Silte (%)	$\tilde{x}$	23.8	23.4	23.9	24.4	23.8	24.9	24.8	24.9	24.5	24.7	25.0	25.0	25.0	24.9	24.9	25.0	25.0
	$\bar{x}$	24.0	23.2	23.9	24.5	24.0	24.9	24.7	24.8	24.5	24.7	24.9	24.9	25.0	24.9	24.9	25.0	24.9
	σ	0.5	1.8	0.6	0.5	0.4	0.0	0.2	0.1	0.0	0.1	0.1	0.1	0.0	0.1	0.0	0.0	0.1
	Min.	23.7	21.3	23.2	24.1	23.7	24.9	24.5	24.6	24.5	24.7	24.8	24.8	24.9	24.8	24.9	24.9	24.8
	Max.	24.7	24.9	24.4	25.0	24.5	25.0	24.9	24.9	24.6	24.8	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0	25.0
Argila (%)	$\tilde{x}$	37.5	39.3	36.3	33.3	37.1	27.5	29.4	29.1	32.4	31.2	25.8	25.8	24.9	28.8	27.9	24.8	26.5
	$\bar{x}$	35.4	38.7	36.6	31.3	35.9	26.3	30.3	29.8	32.3	30.7	26.6	26.8	25.8	27.3	28.0	25.4	27.1
	σ	3.8	9.5	3.6	5.7	2.8	2.6	2.2	1.6	0.1	0.9	2.5	2.7	1.8	3.6	0.7	2.0	2.0
	Min.	31.1	28.9	33.1	24.9	32.7	23.2	28.6	28.7	32.2	29.7	24.5	24.6	24.7	23.3	27.4	23.9	25.5
	Max.	37.7	47.9	40.3	35.7	37.9	28.1	32.8	31.6	32.4	31.3	29.4	29.9	27.9	29.9	28.8	27.7	29.4

O teor médio de carbono orgânico (OC) varia entre cerca de 1 % e 2 %, atingindo valores máximos superiores a 2.5 % nos talhões há mais tempo sem actividade humana e mínimos ligeiramente inferiores a 1 % nos mobilizados mais recentemente (Figura 93). A variabilidade interna é moderada ($\sigma \approx 0.3$), reflectindo diferenças locais de cobertura e tempo de abandono, mas sem indícios de heterogeneidade extrema. A densidade aparente (BD) oscila entre 1.0 e 1.4 g cm⁻³, com média geral próxima de 1.2 g cm⁻³, situando-se dentro do intervalo esperado para solos com grau intermédio de compactação. Estes valores indicam uma estrutura superficial relativamente densa, coerente com o histórico agrícola dos ensaios, mas já em fase de recuperação progressiva em alguns casos. A textura é predominantemente franco-argilo-arenosa, indicando uma drenagem relativamente lenta e alguma capacidade de

retenção de água. O solo nos talhões apresenta um perfil muito delgado e elevada pedregosidade, com uma fracção grosseira (> 2 mm) em torno de 35% na camada superficial.

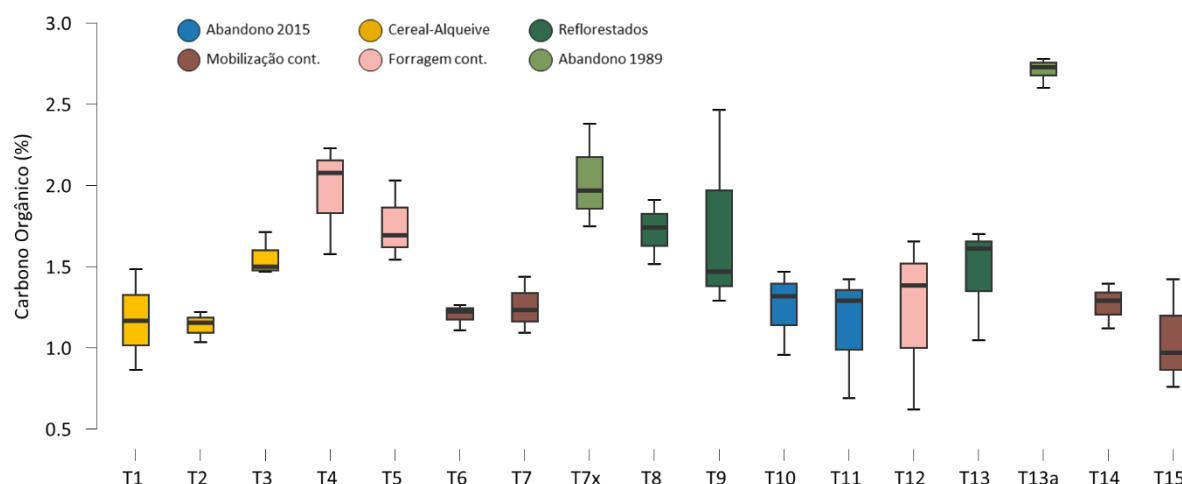


Figura 93 - Teor de Carbono Orgânico (%) nos talhões do CEEVF. As cores ilustram a situação actual: abandono desde rotações com cereais, forragem contínua, mobilização contínua, os talhões reflorestados em 2001/02, bem como os talhões abandonados em 1989 e com o abandono reiniciado em 2015 após ensaio com aromáticas.

Teor de carbono e densidade aparente por situação pós-abandono

Para caracterizar os talhões do CEEVF e contextualizá-los com referência aos dados recolhidos noutras áreas da Serra de Serpa e Mértola, foram utilizados os dados da campanha de Maio de 2024, na qual foram analisados quatro parâmetros da camada superficial (0 - 5 cm) (Tabela 29): carbono orgânico (OC, %), densidade aparente (BD, g cm⁻³), teor de carbono no solo (SOC, t C ha⁻¹), e textura (areia, silte e argila, %). Para mitigar o efeito da variabilidade interna causada pela grande heterogeneidade de pontos de partida, tempos de abandono e tipos de uso do solo associada a cada situação, os talhões foram separados em seis classes: reflorestados (T8, T9, T13), abandono após mobilização contínua (T6, T7, T14 e T15), abandono após rotações com cereais (T1, T2, T3), abandono após forragem contínua (T4, T5, T12), abandono recente (T10 e T11), e abandono antigo (T7x e T13a).

Tabela 29 - Estatísticas descritivas de carbono orgânico (OC), densidade aparente (BD) e teor de carbono no solo (SOC) para os talhões do CEEVF em Maio de 2024, por classes de ocupação do solo: aN – abandono recente, talhões abandonados em 2015 após ensaio com aromáticas; aPl – abandono após mobilização contínua; aCr – abandono após rotação Cereal-Alqueive; aFr – abandono após forragem contínua; aRfl – talhões reflorestados; aO – abandono antigo, talhões abandonados em 1989. Estatísticas descritivas dos locais de amostragem na Serra de Serpa e Mértola por classes de uso do solo: Dgr - Áreas degradadas; Cr - Cereais; Pcv - Pastagem com rotação convencional; Pcs - Pastagem com rotação de conservação; Rfl – Reflorestação; Flm – Florestas e matos.

		Talhões do CEEVF						Serra de Serpa e Mértola					
		aN	aPl	aCr	aFr	aRf	aO	Dgr	Cr	Pcv	Pcs	Rfl	Flm
OC (%)	$\tilde{x}$	1.30	1.24	1.22	1.65	1.65	2.49	1.99	2.26	2.50	3.30	2.31	3.56
	$\bar{x}$	1.19	1.19	1.29	1.65	1.64	2.37	2.05	2.34	2.70	3.23	2.52	4.19

	σ	0.30	0.20	0.27	0.48	0.40	0.43	0.54	0.66	0.61	0.66	1.01	1.97
	Min.	0.69	0.76	0.86	0.62	1.04	1.75	1.35	1.38	2.03	2.17	1.33	1.68
	Max.	1.47	1.44	1.71	2.23	2.47	2.76	3.45	4.34	3.91	4.61	5.45	10.93
BD (g cm ⁻³)	$\bar{x}$	1.20	1.33	1.26	1.15	1.29	1.07	1.27	1.23	1.25	1.09	1.21	1.11
	$\bar{x}$	1.17	1.33	1.23	1.13	1.24	1.08	1.28	1.22	1.25	1.10	1.22	1.09
	σ	0.12	0.09	0.09	0.09	0.15	0.09	0.14	0.19	0.11	0.17	0.12	0.17
	Min.	1.02	1.21	1.06	0.96	0.91	0.96	1.02	0.72	1.12	0.83	0.91	0.76
	Max.	1.28	1.46	1.35	1.25	1.40	1.19	1.48	1.46	1.43	1.32	1.40	1.36
SOC (t C ha ⁻¹)	$\bar{x}$	4.51	5.46	5.34	6.11	5.76	8.03	8.42	9.00	10.57	11.45	9.35	12.20
	$\bar{x}$	4.49	5.17	5.11	5.98	6.52	8.28	8.68	8.94	10.93	11.83	10.05	11.91
	σ	1.21	0.96	0.95	1.62	1.52	1.41	2.67	1.66	2.41	2.21	3.33	2.41
	Min.	2.56	3.19	3.43	2.40	4.75	6.75	5.45	6.35	7.76	9.43	5.89	8.21
	Max.	6.06	6.83	6.27	7.76	9.69	10.57	15.68	12.91	14.79	16.84	19.46	16.28

Os resultados indicam que cada uma destas situações representa diferentes momentos e intensidades do processo de regeneração pós-abandono. O carbono orgânico apresenta diferenças muito significativas entre classes (ANOVA, $F = 11.52$, $p < 0.001$; *Kruskal–Wallis*, $H = 26.05$, $p < 0.001$), com os valores médios a variarem entre cerca de 1.2% nos talhões abandonados recentemente (T10, T11) e após mobilização contínua (T6, T7, T14 e T15), e mais de 2.4% nos abandonados há mais tempo (T7x e T13a) (Figura 94). Este gradiente evidencia um importante potencial de recuperação do carbono orgânico no médio prazo, com valores de carbono orgânico quase a duplicarem entre o abandono mais recente e o mais antigo, coerente com uma recuperação progressiva de parâmetros do solo em paralelo com o avanço na sucessão ecológica, conforme observado nas análises florísticas e estruturais da vegetação apresentadas anteriormente.

Os talhões abandonados após rotações agrícolas convencionais apresentam comportamentos diferenciados: os de cereal-alqueive (aCr) situam-se em valores intermédios baixos (1.3%), ligeiramente acima dos de mobilização contínua, enquanto os de forragem contínua (aFr) atingem valores ligeiramente superiores (1.7%), aproximando-se dos valores encontrados nos talhões reflorestados (aRf, 1.6%). Este padrão está alinhado com as trajectórias de recuperação para os diferentes legados de degradação e pontos de partida associados à composição florísticas e desenvolvimento estrutural. Por exemplo, nos talhões de forragem contínua, o coberto herbáceo anual representava um fornecimento estável de matéria orgânica ao solo, enquanto o protegia dos processos erosivos. Assim, partem de

condições substancialmente mais favoráveis do que os talhões permanentemente lavrados ou com rotações de cereal com períodos de alqueive mobilizado.

O carbono orgânico nos talhões reflorestados está relativamente distante dos valores mais elevados observados nos talhões há mais tempo sem intervenção humana (aRf, 1.6%, aO, 2.4%). Ao contrário do que se observou no desenvolvimento estrutural, a reflorestação activa não parece ter contribuído para aumentar significativamente o carbono orgânico no solo. Esta limitação pode estar relacionada com o comportamento identificado anteriormente: o desenvolvimento estrutural induzido pela introdução de espécies arbóreas cria condições de sombreamento que limitam a colonização das herbáceas. Ao existir um coberto herbáceo mais limitado, reduz-se tanto a densidade radicular quanto o volume de biomassa aérea que seria depositado anualmente após o ciclo natural destas espécies, que são algumas das principais fontes de matéria orgânica superficial assimilável.

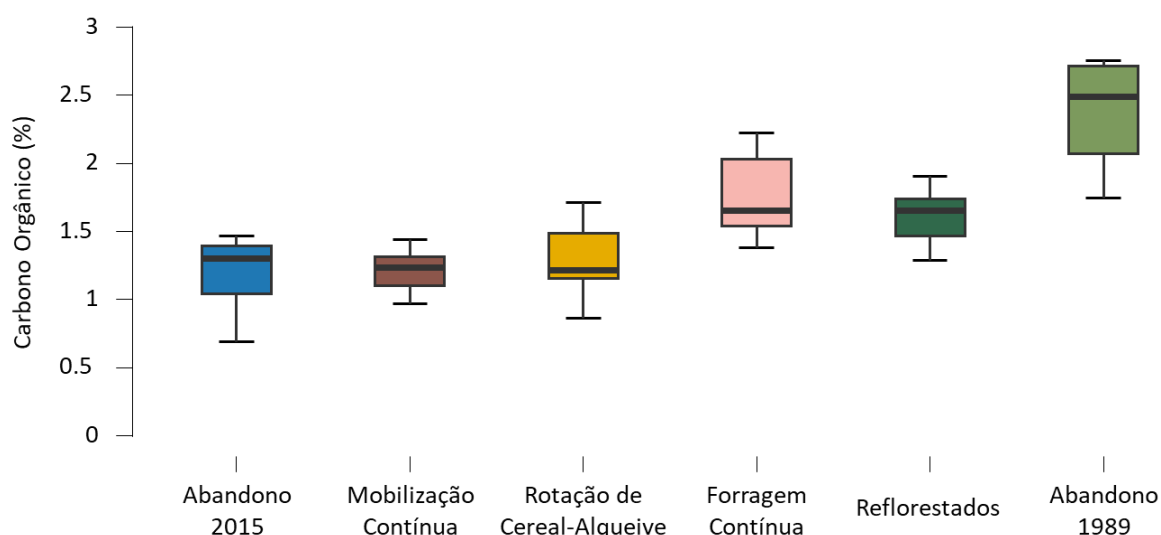


Figura 94 - Teor de Carbono Orgânico (%) para as diferentes situações actuais dos talhões do CEEVF.

A densidade aparente confirma, em parte, este comportamento, apresentando uma relação inversa com o teor de matéria orgânica ($r = -0.51$, $p < 0.001$). Esta correlação negativa entre carbono orgânico e densidade aparente, embora estatisticamente significativa quando analisado o conjunto de todos os talhões ($R^2 = 0.26$, $p < 0.001$), não se manifesta de forma consistente dentro de cada classe de uso do solo, o que limita a sua relevância interpretativa no contexto das trajectórias de abandono. Os valores mais elevados registam-se nos talhões de abandono após mobilização contínua (aPl, 1.33 g cm^{-3}), reflectindo o legado de compactação e degradação estrutural associados a décadas de mobilização permanente, seguidos pelos de cereal-alqueive (aCr, 1.23 g cm^{-3}) e reflorestação (aRf, 1.24 g cm^{-3}). Por

contraste, as áreas de abandono mais antigo (aO, 1.08 g cm^{-3}) e forragem (aFr, 1.13 g cm^{-3}) apresentam os valores mais baixos, tipicamente associados a solos menos perturbados e com maior teor de matéria orgânica. Esta diferença reflecte o processo de aumento da porosidade e agregação associado à ausência de mobilização e ao desenvolvimento de sistemas radiculares densos com a sucessão ecológica. As diferenças observadas entre talhões com o mesmo tempo de abandono confirmam o papel do historial de degradação e ponto de partida na criação de ritmos distintos nas trajectórias de recuperação.

O teor de carbono no solo (SOC, t C ha^{-1}) reforça e amplifica estes padrões (ANOVA, $F = 7.43$, $p < 0.001$; *Kruskal–Wallis*, $H = 21.44$, $p < 0.001$): as áreas de abandono mais antigo apresentam os valores mais elevados (aO, 8.3 t C ha^{-1}), seguidas pelas reflorestadas (aRf, 6.5 t C ha^{-1}) e de forragem (aFr, 6.0 t C ha^{-1}), enquanto os talhões de cereal-alqueive, mobilização contínua e abandono recente mantêm *stocks* mais baixos (aCr e aPl, $\approx 5.1 \text{ t C ha}^{-1}$; aN $\approx 4.5 \text{ t C ha}^{-1}$) (Figura 95). O incremento de 84% no teor de carbono no solo entre o abandono recente e o antigo confirma quantitativamente o potencial de sequestro de carbono nestas condições, situando-se dentro dos valores encontradas na literatura (Bell et al., 2021; Lasanta et al., 2020; Novara et al., 2017). Estes valores sugerem que, mesmo em solos pobres, delgados e sujeitos a décadas de gestão activa e erosão agravada, a cessação da mobilização e a recuperação da vegetação podem contribuir para o sequestro de carbono no solo. No entanto, a magnitude e velocidade desse processo estará dependente de factores como a degradação acumulada, o ponto de partida e a trajectória de sucessão ecológica por si determinada.

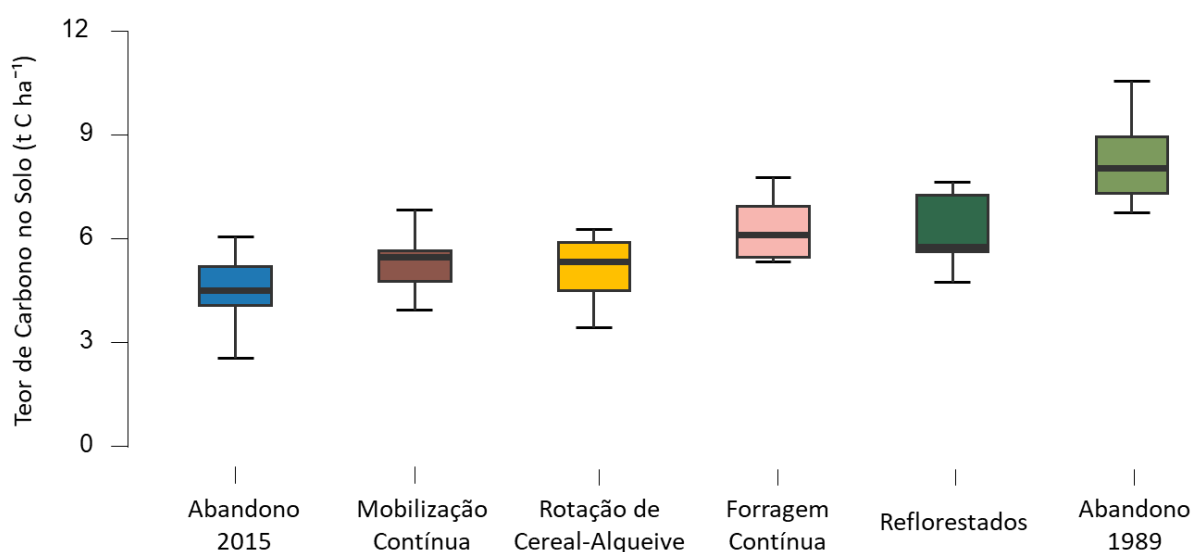


Figura 95 - Teor de Carbono no Solo (t C ha^{-1}) para as diferentes situações actuais dos talhões do CEEVF.

Quando comparados com os resultados obtidos à escala da paisagem, os talhões do CEEVF reproduzem os padrões identificados na Serra de Serpa e Mértola, com valores de carbono orgânico e de densidade aparente a seguirem tendências semelhantes em função dos diferentes usos. Os talhões de abandono após mobilização contínua assemelham-se às áreas degradadas que, como discutido no capítulo V.2, estão também associados a mobilização frequente para controlo da vegetação, com longos períodos de solo a descoberto. Os talhões abandonados após as rotações convencionais do esquema experimental original do CEEVF apresentam magnitudes semelhantes às áreas de cereal e pastagens de rotação convencional, mas com valores ligeiramente mais reduzidos.

O facto de os talhões com 15 anos de abandono apresentarem valores de carbono orgânico mais reduzidos do que parcelas ainda em gestão activa não seria expectável em primeira análise, mas pode ser justificado de algumas formas. Por um lado, as amostras na Serra são representativas de diferentes declives e exposições, enquanto os talhões do CEEVF têm elevada exposição solar (Este/Sul) que, durante os anos de gestão activa, pode ter contribuído para maiores taxas de perda de matéria orgânica por oxidação a somar às perdas por acção dos processos erosivos, potenciados pelo declive acentuado (6 - 11°). Por outro lado, os talhões do CEEVF foram abandonados após quase cinquenta anos de gestão agrícola contínua, ou seja, com quase cinco décadas de processos activos de degradação do solo.

Tendo em conta o passado recente da Serra de Serpa e Mértola (capítulo II.2), dificilmente se encontram áreas em gestão activa que apresentem um padrão de degradação acumulada semelhante ao dos talhões no momento do abandono, excepto nos casos-limite das pastagens degradadas. Para além disso, as áreas em gestão activa na Serra têm de cumprir com diferentes critérios de elegibilidade para obter apoios, tais como regras de periodização das rotações e encabeçamento na produção integrada⁶⁰ ou limites à mobilização nas parcelas inseridas no Parque Natural do Vale do Guadiana⁶¹. Assim, estas parcelas conservam funções do solo que se perderam na degradação dos talhões do CEEVF e ainda não foram inteiramente recuperadas.

⁶⁰ [Produção Integrada - IFAP](#)

⁶¹ [Pagamento Natura - IFAP](#)

Para averiguar a existência e a magnitude das diferenças nas características do solo em diferentes posições do talhão (topo, meio, base), foi feita uma análise aos mesmos parâmetros em toda a amostra (Tabela 30). Os resultados apontam para a ausência de diferenças significativas (por exemplo, SOC, ANOVA, $F = 0.59$, $p = 0.94$; *Kruskal–Wallis*, $H = 1.35$, $p = 0.51$). As médias são praticamente idênticas ao longo do comprimento do talhão (OC ≈ 2.3 %, BD $\approx 1.1 - 1.2 \text{ g cm}^{-3}$, SOC $\approx 8 - 9 \text{ t C ha}^{-1}$) indicando que, a esta escala, a redistribuição topográfica de matéria orgânica é mínima. Esta homogeneidade decorre do desenho experimental do CEEVF: por um lado, os talhões já representam, por si, uma extensão de 20 m no meio de uma vertente, ou seja, o ‘topo’, ‘meio’ ou ‘base’ do talhão são, no fundo, três pontos distribuídos da mesma posição topográfica; para além disso, os talhões têm declives semelhantes, ao estarem horizontalmente distribuídos numa mesma vertente, e ausência de processos erosivos activos, por estarem abandonados e com sucessão espontânea há vários anos. Assim, as diferenças mínimas que se verificam entre as diferentes posições no talhão são provavelmente causadas pelas diferenças na distribuição das plantas identificadas anteriormente e pelo efeito da erosão acumulada que será mais intensa quanto mais perto do topo do talhão.

Tabela 30 - Estatísticas descritivas de carbono orgânico, densidade aparente e teor total de carbono por posição na vertente.

	Carbono Orgânico (%)			Densidade Aparente (g cm^{-3})			Teor de Carbono (t C ha^{-1})		
	topo	meio	base	topo	meio	base	topo	meio	base
$N =$	17	17	17	17	17	17	17	17	17
$\tilde{x}$	2.17	2.27	2.26	1.09	1.11	1.18	8.00	7.74	8.80
$\bar{x}$	2.25	2.32	2.33	1.11	1.09	1.20	7.98	8.12	8.90
σ	0.68	0.63	0.80	0.16	0.17	0.13	2.16	2.21	2.68
Min.	1.43	1.36	1.18	0.77	0.68	0.94	4.47	4.96	4.91
Max.	3.54	3.64	4.64	1.36	1.45	1.42	11.62	13.48	16.45

Embora os valores médios de carbono e densidade aparente não apresentem diferenças significativas entre as posições topográficas, a análise das relações entre variáveis revela comportamentos diferenciados ao longo do gradiente topo-base (Figura 96). A correlação entre carbono orgânico e densidade aparente, que é moderada e significativa quando considerado o conjunto total dos dados ($R^2 = 0.26$, $p < 0.001$), apresenta intensidades marcadamente distintas consoante a posição no talhão: no topo, a correlação é muito fraca e não significativa ($R^2 = 0.07$, $p = 0.3$); no meio, é moderada e marginalmente significativa ($R^2 = 0.32$, $p = 0.05$); e na base, é forte e altamente significativa ($R^2 = 0.40$, $p < 0.01$). Este gradiente

na força da relação OC-BD sugere que, apesar da homogeneidade nas médias, os processos que governam a dinâmica do carbono e da estrutura do solo operam de forma diferenciada ao longo da vertente.

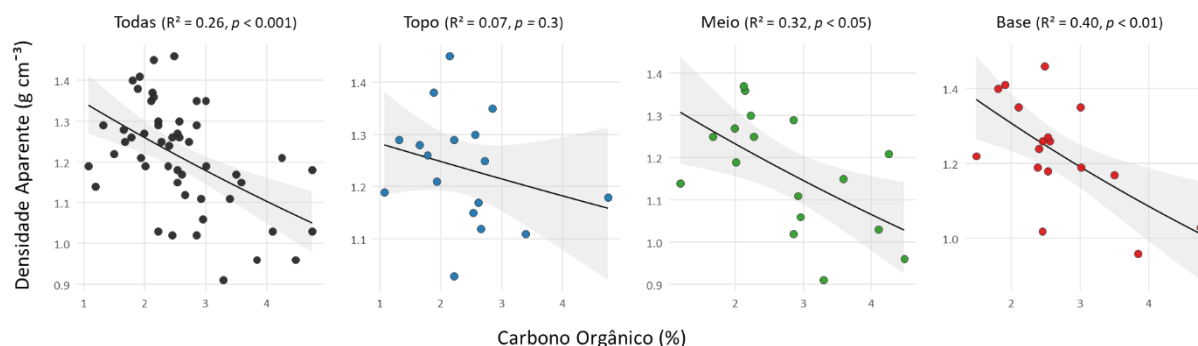


Figura 96 - Gráficos de dispersão entre carbono orgânico e Densidade aparente para todas as amostras do CEEVF e divididas por posição no talhão (topo, meio, base).

No topo dos talhões, a ausência de correlação significativa e a maior dispersão dos dados reflectem provavelmente a acção histórica da remoção de partículas finas e matéria orgânica pela erosão. A menor disponibilidade hídrica e a maior exposição aos processos de degradação nesta posição contribuem para que a relação entre carbono e densidade seja desacoplada por outros factores locais como as diferenças no coberto vegetal. Na base dos talhões, por contraste, a correlação mais forte e consistente entre carbono orgânico e densidade aparente indica condições mais homogéneas e favoráveis: acumulação de sedimentos transportados desde montante, maior disponibilidade hídrica que favorece o desenvolvimento vegetal e, por conseguinte, a protecção contra a erosão.

Estes resultados sublinham que, a esta escala experimental, a posição topográfica faz variar a intensidade das relações entre propriedades do solo, ainda que não altere substancialmente os seus valores médios. A homogeneidade observada nas médias não pode, portanto, ser interpretada como evidência de ausência de processos associados à dinâmica de vertentes, mas sim como o resultado da interacção das várias componentes de um sistema complexo. Esta interpretação é coerente com os padrões de distribuição da vegetação identificados anteriormente, onde a heterogeneidade estrutural ao longo dos talhões se traduzia num gradiente longitudinal de desenvolvimento da vegetação. Este padrão sugere que a interacção entre as trajectórias de sucessão ecológica e de recuperação do solo merece ser estudada em trabalhos futuros.

De um modo geral, os talhões do CEEVF reflectem o efeito combinado de uma degradação histórica profunda e de um processo de regeneração ainda em curso. Os valores de carbono orgânico e de densidade aparente sugerem um solo recuperado em relação às fases iniciais de abandono, mas ainda distante das condições de equilíbrio observadas noutras parcelas da Serra de Serpa e Mértola. As diferentes situações dos talhões reforçam a diversidade de trajectórias de recuperação, enquanto a ausência de variação sistemática ao longo da vertente confirma a homogeneidade interna e o carácter controlado do sistema experimental. No entanto, esta análise representa apenas um momento de um processo dinâmico. A disponibilidade de água e actividade biológica variam significativamente ao longo do ano e, com elas, varia também o fornecimento e assimilação da matéria orgânica. Por esse motivo, importa analisar o comportamento sazonal destas características do solo, para compreender se estes padrões reflectem situações de estabilidade ou se existem oscilações relevantes.

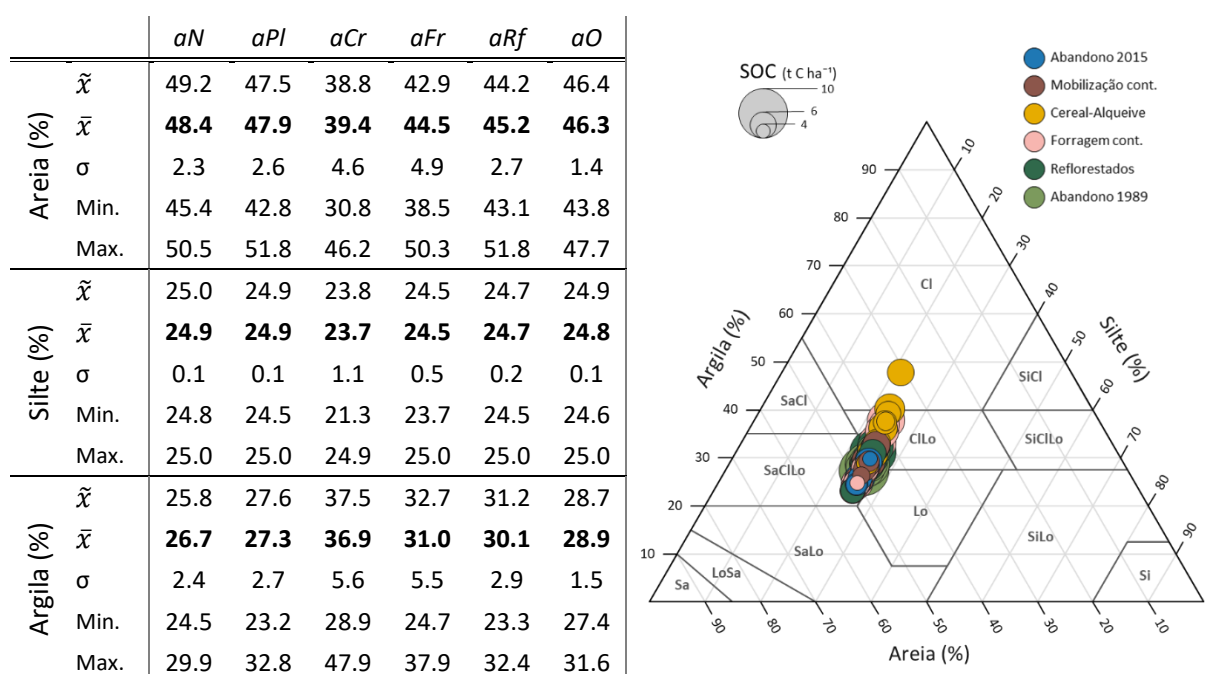
Textura

A textura do solo condiciona processos fundamentais para a recuperação pós-abandono: a distribuição e retenção de água no perfil, a disponibilidade de nutrientes, a agregação de partículas e, portanto, a capacidade de desenvolvimento radicular e fixação de matéria orgânica. Para caracterizar a composição textural da camada superficial dos talhões abandonados, foram analisadas as percentagens de areia, silte e argila nas amostras recolhidas em Maio de 2024 (Tabela 31). Os resultados revelam que a textura vai de franco-argilo-arenosa a franco-argilosa com casos pontuais de argilosa, o que contrasta com as classes texturais identificadas no estudo inicial desenvolvido nos talhões em 1963, que classificava a área dos talhões como franco-arenosa de fase delgada, provavelmente devido a diferenças na metodologia na análise. Os teores de argila e areia variam significativamente entre as diferentes situações identificadas (*Kruskal-Wallis*, $H = 20.56$, $p < 0.001$), mas a magnitude dessa variação é pouco relevante para associar classes texturais a padrões de coberto dos talhões.

Apesar da significância estatística das diferenças entre classes, a magnitude observada não se revela suficiente para as explicar. Não foi observada variação longitudinal relevante ao longo da vertente (*Kruskal-Wallis*, $H = 3.33$, $p = 0.19$), sendo as pequenas diferenças locais atribuíveis à variabilidade interna e ao número reduzido de repetições.

Observa-se que talhões após cereal-alqueive tendem para composições mais finas, no entanto, as maiores diferenças de argila/areia ocorrem entre os primeiros talhões (T1-T5), que exibem maior variabilidade e valores mais elevados (Figura 97-A). Destes, três foram os abandonados após rotações cereal-alqueive, o que parece contribuir para o enviesamento dos resultados nesta categoria. De T6 em diante os valores médios convergem para patamares homogêneos com menor dispersão, independentemente da classe de uso (Figura 97-B). Tudo indica que as diferenças observadas sejam causadas por características locais do solo neste grupo de talhões, aliados à distribuição dos pontos de partida no esquema experimental do CEEVF.

Tabela 31 - Estatísticas descritivas para os teores de areia, silte e argila divididos em função da situação atual dos talhões e triângulo textural para todas as amostras recolhidas, escalonadas em função do Teor de Carbono no Solo.



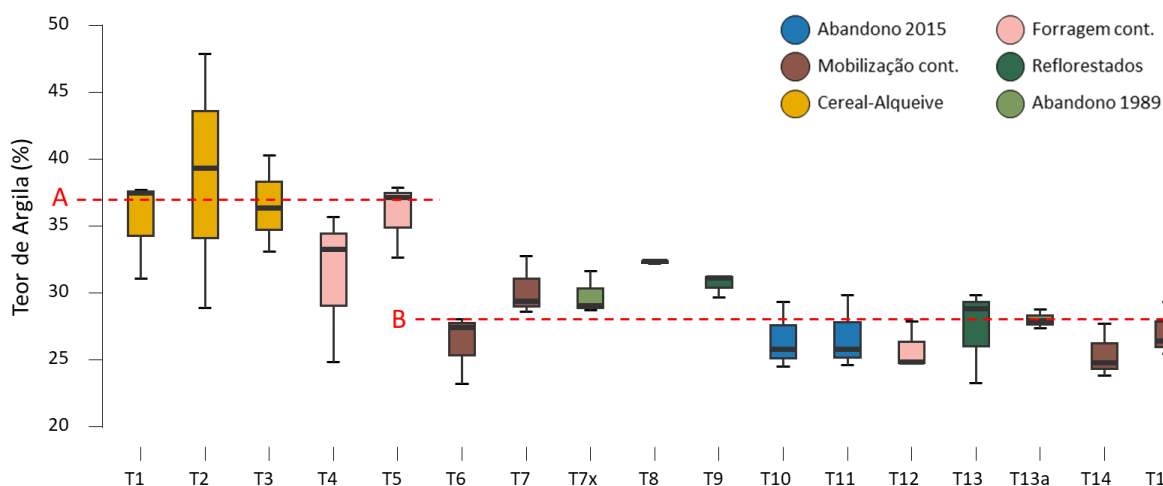


Figura 97 - Teor de Argila (%) nos diferentes talhões do CEEVF, com o grupo T1-T5 a apresentar uma tendência e variabilidade superior (A) enquanto o grupo T6-T15 não apresenta diferenças significativas (B).

Assim, embora a textura se mantenha como factor relevante para os processos de recuperação do solo, as diferenças encontradas entre talhões devem ser interpretadas com reserva, relativamente ao seu papel determinante na evolução pós-abandono. O único ponto de partida em comum entre os talhões T1-T5 e os talhões T6-T15 são as forragens (T4, T5, T12), que registam discrepâncias no teor de argila e areia em ordem de grandeza semelhante às observadas no carbono orgânico. De um modo geral, não foram observados efeitos texturais suficientemente pronunciados para justificar trajectórias ecológicas diferenciadas, reforçando a ideia de que, nos talhões do CEEVF, as características do solo actuam sobretudo como componente contextual na resposta ecológica dos sistemas em recuperação.

Dinâmicas sazonais do carbono orgânico no solo (2021/22)

O comportamento da camada superficial do solo ao longo do ano reflecte a dinâmica dos processos de fornecimento, transformação e decomposição da matéria orgânica. As características de base definem o gradiente da resposta, a vegetação determina a magnitude e periodicidade do fornecimento de matéria orgânica, cuja decomposição, oxidação e mineralização pela actividade microbiológica é condicionada pelo clima. Para tentar compreender um pouco desta dimensão temporal, foram realizadas quatro campanhas sazonais entre Novembro de 2021 e Agosto de 2022, correspondentes a diferentes fases do ano hidrológico: o início da estação húmida (Novembro), o pico de saturação e actividade biológica (Fevereiro), o pico de máximo crescimento vegetativo e floração (Maio) e o final da

estação seca (Agosto). Assim, para cada uma destas campanhas, foram recolhidas amostras superficiais (0 - 5 cm) de carbono orgânico em três pontos de cada talhão (Tabela 32).

Tabela 32 - Estatísticas descritivas do teor de carbono orgânico ao longo do ano 2021/22.

	Nov	Fev	Mai	Ago
$N =$	51	51	51	51
$\tilde{x}$	2.46	2.36	2.20	2.02
$\bar{x}$	2.61	2.59	2.30	2.11
σ	0.68	0.82	0.69	0.80
Min.	1.35	1.48	1.18	1.10
Max.	5.03	6.29	4.64	6.38

Os resultados revelam uma variação significativa do teor de carbono orgânico superficial ao longo do ano (ANOVA, $F = 5.26$, $p < 0.001$; *Kruskal–Wallis*, $H = 21.48$, $p < 0.001$). As médias oscilaram entre cerca de 2.6 % no início da estação húmida e 2.1 % no final do Verão, uma quebra de um quinto do teor de carbono ao longo do ano em estudo. O período entre Fevereiro e Agosto marca a transição mais evidente, com uma redução contínua provavelmente associada à diminuição da disponibilidade hídrica no solo e à intensificação do processo de mineralização da matéria orgânica. Para além desta tendência geral, agrupar os talhões em função das três principais situações de coberto identificadas anteriormente (abandono das rotações agrícolas, talhões reflorestados e talhões abandonados em 1989) demonstra respostas diferenciadas (Figura 98). Nos talhões de abandono recente após rotações agrícolas convencionais, observa-se um ciclo bem marcado, com teores mais elevados no Inverno e uma descida acentuada a partir da Primavera. Nos talhões reflorestados, a amplitude da variação é ainda mais pronunciada, com uma quebra mais abrupta entre Maio e Agosto, enquanto os talhões com maior tempo de abandono (T7x e T13a) apresentam uma notável estabilidade ao longo do ano, mantendo valores consistentemente elevados e sem diferenças estatisticamente significativas entre estações ($p = 0.60$).

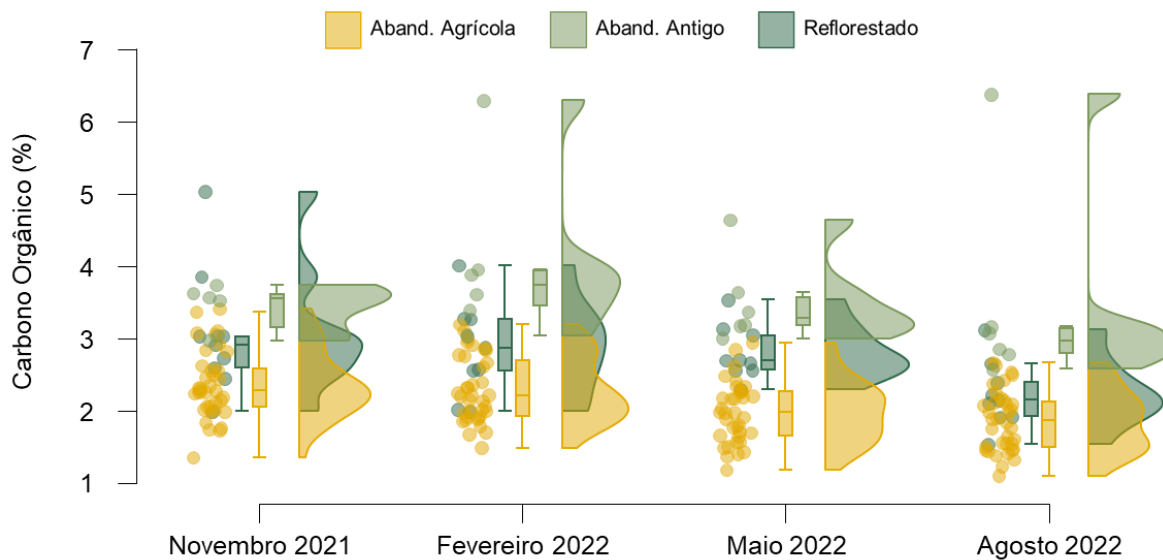


Figura 98 - Teor de carbono orgânico para as amostras do ano 2021/22 em função das principais situações de cobertura.

Os padrões sazonais observados no ponto anterior ilustram um comportamento expectável em ecossistemas mediterrâneos: a estação fria e húmida contribui para o crescimento da vegetação, enquanto a estação seca e quente aumenta a actividade microbiológica e induz processos de mineralização da matéria orgânica. Anteriormente, demonstrou-se que existe uma dinâmica sazonal de crescimento e recessão da vegetação fortemente correlacionada com a disponibilidade hídrica nos talhões abandonados após as rotações agrícolas do CEEVF, enquanto os talhões reflorestados e abandonados há mais tempo se encontravam estabilizados num processo de crescimento linear. Neste estudo, a amostragem sazonal não permite uma análise da variabilidade plurianual no teor de matéria orgânica, pois a recolha sazonal foi feita apenas para um ano (2021/22). No entanto, é possível associar a variabilidade sazonal do carbono orgânico demonstrada anteriormente com as condições de precipitação acumulada e temperaturas médias e máximas a diferentes alturas e profundidades nos trinta dias que antecederam cada amostragem. Ao contrário do que se demonstrou para o desenvolvimento estrutural, não se observam correlações entre a precipitação acumulada em nenhum agrupamento de talhões, e o mesmo acontece com a temperatura média. No entanto, observam-se correlações negativas moderadas e significativas com a temperatura máxima, especialmente à superfície (Figura 99).

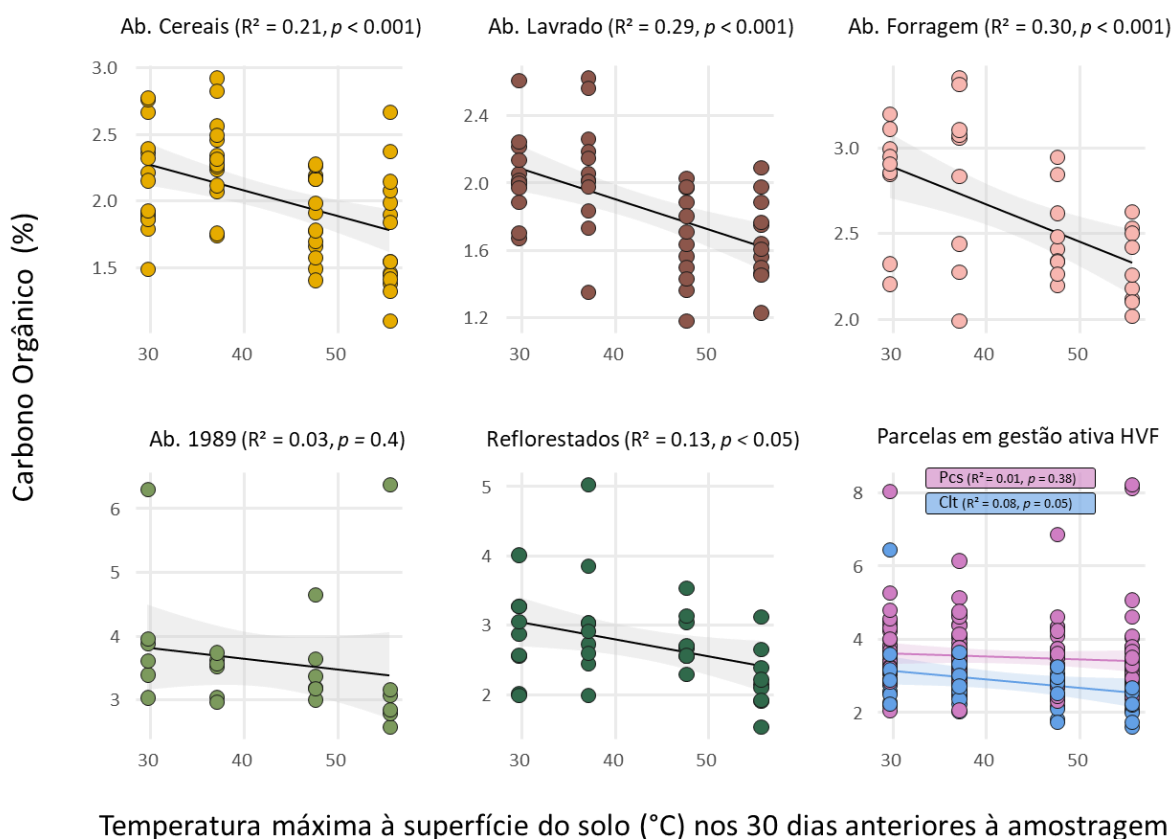


Figura 99 - Correlação entre teor de carbono orgânico e temperatura máxima nos 30 dias anteriores à amostragem nas diferentes situações de coberto dos talhões do CEEVF e nas parcelas em gestão activa na Herdade de Vale Formoso (Pcs = Pastagem em rotação de conservação, Clc = áreas cultivadas).

A relação é particularmente evidente nos talhões de abandono após rotações agrícolas e mobilização contínua (R^2 entre 0.21 e 0.30 e $p < 0.001$), indicando que as temperaturas máximas superiores a 35 - 40 °C podem representar um limiar de stress térmico capaz de acelerar a degradação da matéria orgânica mais lábil. Nos talhões reflorestados, esta relação é menos acentuada e menos significativa, reflectindo a protecção térmica do coberto arbóreo e da manta morta, mas ainda insuficiente para neutralizar totalmente as perdas superficiais nos períodos mais quentes. Esta dinâmica está em linha com outros estudos que sugerem que a dinâmica nos solos nas áreas reflorestadas é menos estável do que nos bosques espontâneos (Cortijos-López, Sánchez-Navarrete, Lasanta, et al., 2024). Nos talhões abandonados em 1989 não existe correlação entre a temperatura máxima nos 30 dias anteriores e o teor de carbono orgânico no solo. Esta estabilidade indica um sistema mais capaz de resistir a extremos de temperatura, onde o desenvolvimento estrutural nos estratos herbáceo e arbóreo e o mais elevado teor de carbono orgânico criam condições de sombreamento e humidade que atenuam o aumento da temperatura e limitam as perdas de matéria orgânica à superfície (González-Morales et al., 2025).

Comparar as dinâmicas sazonais dos talhões com dados das parcelas em gestão activa na Herdade de Vale Formoso confirma os contrastes encontrados entre os talhões: nas áreas sob rotação de conservação, o teor carbono orgânico manteve-se estável ao longo do ano, sem sensibilidade significativa à temperatura máxima ($R^2 = 0.01$), enquanto nas parcelas sob rotação agrícola convencional (sem forragem e sem rotação de gado), se observa uma correlação fraca no limiar da significância ($R^2 = 0.08$, $p = 0.05$). Assim, as parcelas em gestão de conservação têm uma resposta mais semelhante aos talhões com maior tempo de abandono do que aos talhões abandonados após as rotações de cereal-alqueive e forragem contínua. Este padrão confirma o papel da gestão de conservação na criação de condições de superfície que atenuam o efeito das temperaturas extremas: factores como o coberto vegetal permanente, fornecimento contínuo de matéria orgânica, estabilidade de agregados e capacidade de retenção de água reduzem a exposição do solo à radiação solar directa e limitam as perdas de carbono. Trabalhos futuros podem dedicar-se ao estudo das dinâmicas de carbono no solo em função de variações de temperatura e humidade em diferentes tipos de uso e gestão à escala da propriedade e da paisagem, para completar estudos paralelos a desenvolver nos talhões do CEEVF.

A variação sazonal da matéria orgânica superficial observada nos talhões do CEEVF reflecte, por um lado, as flutuações de humidade e actividade biológica ao longo do ciclo vegetativo das plantas, e por outro, a influência das condições térmicas extremas que antecederam cada campanha. A degradação e mineralização da matéria orgânica ocorre sobretudo na camada superficial do solo, onde o efeito da radiação solar cria os valores mais extremos de temperatura. Este comportamento é coerente com os padrões identificados na literatura de ecossistemas mediterrâneos, que sugerem taxas aceleradas de degradação da matéria orgânica em períodos mais quentes (San-Emeterio et al., 2023; Sardans & Peñuelas, 2013). As elevadas temperaturas de superfície favorecem a atividade microbiológica, acelerando a mineralização da fracção mais lábil da matéria orgânica, que se perde para a atmosfera sob a forma de dióxido de carbono (Cenkseven et al., 2017). Para além disso, fazem aumentar as taxas de evaporação à superfície, reduzindo a disponibilidade hídrica necessária aos processos microbiológicos que estabilizam a matéria orgânica no solo.

Em contraste, a ausência de relação sistemática com a precipitação acumulada confirma que, a esta escala temporal, não é possível observar o efeito do crescimento da

vegetação no teor de matéria orgânica. Contudo, eventos de precipitação extrema podem acelerar processos de erosão superficial, contribuindo para a redução da matéria orgânica em solos pouco protegidos, o que não se verifica nestes talhões: menos de três anos após o abandono, a perda de solo desce a níveis residuais, independentemente da magnitude do evento de precipitação (Roxo & Calvo-Cases, 2019). Esta resposta é expectável neste tipo de ecossistemas: na estação húmida, a disponibilidade de água no solo não é acompanhada por temperaturas suficientemente elevadas para promover a humificação e estabilização da matéria orgânica, processos que dependem também da qualidade do substrato orgânico e das características físicas do solo; quando aumentam a temperatura e a actividade microbológica, não existe humidade suficiente para permitir a estabilização da matéria orgânica, que é então mineralizada e o carbono devolvido à atmosfera sob a forma de CO₂.

Neste estudo, a temperatura máxima à superfície do solo utilizada para análise corresponde à registada na estação meteorológica, sendo aplicada como proxy das condições térmicas extremas em todos os talhões. Este procedimento permite representar o impacto da radiação solar e do stress térmico potencial sobre a matéria orgânica à superfície, assumindo condições homogéneas para análise comparativa. De acordo com a literatura, a temperatura à superfície do solo fornece uma indicação apropriada dos períodos de maior risco de mineralização (Ferreira et al., 2022; Kirschbaum, 1995). No entanto, reconhece-se que diferenças microclimáticas entre talhões com distintos cobertos vegetais poderão atenuar ou amplificar a resposta da matéria orgânica ao gradiente térmico. A inclusão de sensores de temperatura do solo em futuros estudos seria fundamental para captar estas variações locais e aprofundar o entendimento dos mecanismos de adaptação das diferentes trajectórias de recuperação dos talhões.

A análise do estado actual do solo nos talhões do CEEVF aponta para um sistema em transição: os talhões abandonados após as décadas de rotação nos ensaios de erosão já não apresentam os níveis críticos de degradação com que iniciaram o processo de regeneração, mas ainda não atingiram o estado de equilíbrio estrutural e funcional observado tanto nos talhões com abandono mais longo, como nas parcelas com gestão activa com práticas e rotações de conservação. As diferenças na distribuição da vegetação ao longo dos talhões identificadas nos capítulos anteriores não se verificam na distribuição do teor de carbono.

Ao longo do ano hidrológico, a matéria orgânica à superfície varia significativamente entre a estação fria e húmida, e a estação quente e seca. Esta variabilidade parece ser influenciada pela temperatura máxima à superfície, e não tanto pela redução da precipitação, sugerindo que a mineralização da fracção lábil é o principal factor de perda nos meses quentes, e que a influência do regime hídrico, a existir, actua numa escala temporal diferente que não é suficientemente capturada neste estudo. A magnitude das perdas de solo entre o Inverno e o Verão é tanto maior quanto menor o tempo de abandono e menos desenvolvido o coberto vegetal, e tende a ser anulada nas fases mais avançadas da sucessão, onde o sombreamento e o microclima asseguram a conservação da matéria orgânica. Quando comparados com as áreas em gestão activa na Herdade de Vale Formoso, os talhões do CEEVF indicam que o processo de recuperação da matéria orgânica a partir de legados de degradação é demorado e limitado pelo efeito dos períodos secos.

De um modo geral, os talhões do CEEVF ilustram um sistema ainda marcado pelos legados da degradação, mas já capaz de responder às variações sazonais com padrões próprios de um ecossistema em reestruturação. A perda de matéria orgânica na estação quente em especial nos talhões abandonados em após as rotações dos ensaios de erosão sugerem que o processo de aumento da matéria orgânica e sequestro de carbono depende não só de tempo de abandono, mas também do coberto vegetal condicionado pelo antecedente de degradação. Compreender como essa recuperação está associada aos diferentes pontos de partida e legados de degradação exige, agora, analisar como estes condicionam a evolução das diferentes características do solo e como se associam com as trajectórias de recuperação identificadas nos capítulos anteriores. A partir daqui, importa compreender como os diferentes pontos de partida e legados de uso e gestão dos talhões condicionam hoje a recuperação das propriedades do solo, e de que forma esta se relaciona com as trajectórias de sucessão ecológica.

VI.4.2. Sequestro de carbono em diferentes trajectórias pós-abandono

O estado actual do solo nos talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso reflecte a herança das décadas de uso agrícola e a profundidade dos legados de degradação física acumulados durante esse período. As diferenças observadas entre trajectórias de abandono correspondem, em grande parte, à intensidade e duração das perturbações passadas, traduzidas na perda acumulada de solo e no grau de compactação remanescente.

A relação entre os legados de gestão e a condição actual permite compreender de que forma a regeneração do solo evolui não só ao longo do tempo, mas também em função do ponto de partida de cada trajectória. A magnitude da degradação estrutural anterior e as condições de coberto no momento do abandono são condicionantes da sucessão ecológica e evolução estrutural subsequente, e vão determinar as taxas de fornecimento de matéria orgânica e protecção superficial do solo.

Para relacionar o estado actual dos talhões com os legados de degradação, tempo desde o abandono e desenvolvimento da vegetação, foram utilizados os dados carbono orgânico, densidade aparente e teor de carbono no solo obtidos durante a campanha de Maio de 2024. Esta campanha foi escolhida por ser representativa em três aspectos: 1) representa o conjunto de dados mais distante desde o momento do abandono, permitindo acompanhar melhor a resposta progressiva ao longo do tempo; 2) permite distinguir mais nitidamente a variedade de trajectórias induzidas pelas diferenças nos legados de degradação; 3) coincide temporalmente com o levantamento florístico e uma campanha de voo para obtenção de modelos de altura de coberto, permitindo relacionar directamente estes três conjuntos de dados. A gestão activa pode contribuir para criar trajectórias de recuperação com ritmos diferentes da sucessão espontânea. Para mitigar esse efeito, os talhões reflorestados (T8, T9 e T10) foram excluídos da análise estatística.

Legados de degradação

As relações entre a perda de solo acumulada e os parâmetros de solo avaliados (Figura 100) são moderadas e muito significativas quando ajustadas por modelos de tipo potência que descrevem um padrão de recuperação inicial rápida seguida de estabilização gradual: carbono orgânico $R^2 = 0.42$, $p < 0.001$; densidade aparente $R^2 = 0.37$, $p < 0.001$; teor de carbono no solo $R^2 = 0.27$, $p < 0.001$. Isto significa que quanto maior a perda de solo acumulada no período de gestão activa, menor a capacidade de aumento do teor de carbono orgânico ao longo do tempo. A partir de um determinado limiar, esta capacidade fica significativamente comprometida ($\approx 3\,187\text{ g cm}^{-3}$), com os talhões das rotações cereal-alqueive e mobilização contínua a raramente ultrapassarem os 1.5%. Esta resposta é consistente com outros estudos sobre a recuperação de ecossistemas degradados que descrevem uma resposta inicial rápida, seguida de uma estabilização gradual até à recuperação total ao fim de algumas décadas (Piché & Kelting, 2015; Webb, 2002).

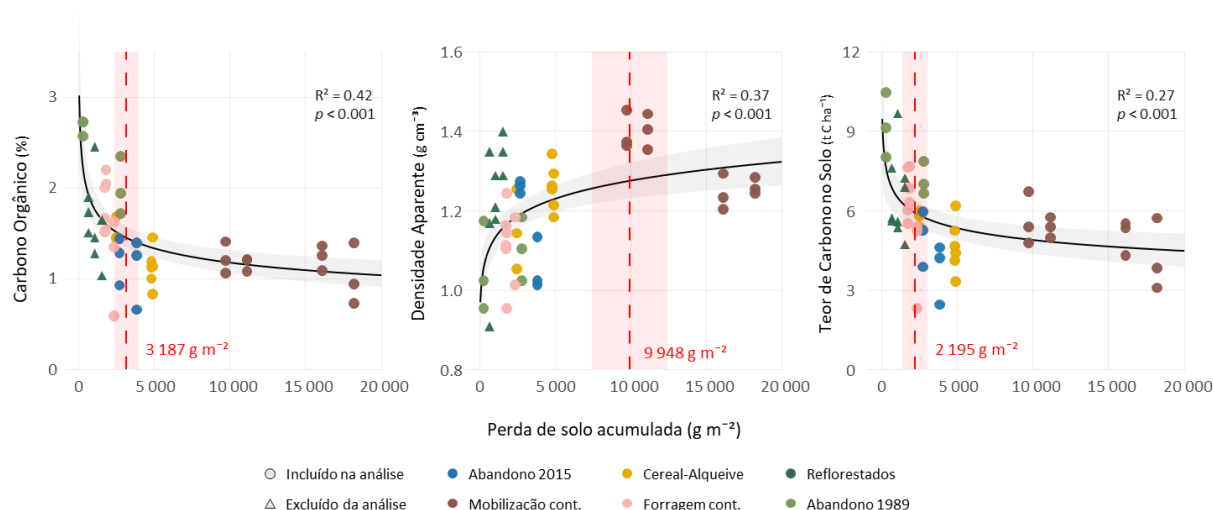


Figura 100 - Gráficos de dispersão entre carbono orgânico, densidade aparente e teor de carbono no solo e a perda de solo acumulada no período de gestão activa, e respectivos limiares identificados por regressão linear segmentada (a vermelho).

Como esperado, a densidade aparente apresenta o comportamento inverso, sendo tanto maior quanto maior a degradação prévia no período de gestão activa. No entanto, as correlações segmentadas apontam para uma resposta diferenciada à degradação acumulada. Até um determinado limiar ($\approx 9\,948\text{ g m}^{-2}$), a resposta parece ser no sentido inverso do carbono orgânico, reflectindo a descompactação esperada com o aumento da agregação e porosidade nos talhões com menor perda de solo. Quanto maior a perda de solo registada nos talhões, maior a densidade aparente registada, com valores máximos de 1.45 g cm^{-3} (T6, T7), acima dos valores ideais para o crescimento de plantas em solos de textura franco-argilo-arenosa e franco-argilosa (1.40 g cm^{-3} (USDA, 2019)).

O teor de carbono no solo apresenta um comportamento semelhante ao do carbono orgânico, embora com uma atenuação na amplitude da resposta à degradação acumulada. Tal como esperado, o teor de carbono no solo diminui com o aumento da perda de solo, mas essa diminuição é menos acentuada do que no carbono orgânico, reflectindo o efeito compensatório da densidade aparente na equação de cálculo volumétrico. Ou seja, à medida que a compactação aumenta, parte da redução do teor de carbono orgânico é mascarada pelo aumento da densidade, que eleva artificialmente o valor de carbono por unidade de volume. Esta relação traduz-se numa curva suavizada, onde a perda de solo explica uma proporção mais modesta da variabilidade total ($R^2 = 0.27$, $p < 0.001$), mas ainda suficiente para evidenciar as limitações na recuperação funcional dos talhões mais degradados. O comportamento atípico dos talhões T14 e T15 contribui ainda mais para este efeito, salientando a importância

de interpretar os resultados do carbono no solo como expressão de diferentes processos físicos e biológicos num sistema complexo. Estes resultados sugerem que a recuperação do solo após o abandono depende da interacção entre a protecção física da superfície, o fornecimento de matéria orgânica e as trajectórias de reorganização ecológica ao longo do tempo.

Sucessão ecológica

A evolução da vegetação nos talhões do CEEVF constitui a parte do processo de reorganização ecológica que determina, para cada trajectória de sucessão, a taxa de fornecimento de matéria orgânica e protecção contra os processos de degradação do solo. A composição das comunidades e diversidade de espécies ajuda quer a identificar ritmos e fases da sucessão, quer a avaliar a complexidade funcional e a distribuição anual da actividade biológica nos diferentes talhões. O desenvolvimento estrutural do coberto traduz a acumulação de biomassa, a complexidade de estratos em desenvolvimento nos talhões e, em última instância, modela os processos de superfície através da acção protectora do coberto e da deposição de resíduos orgânicos, contribuindo para o potencial de sequestro de carbono e controlo da resposta hidrológica nos talhões.

As relações entre o teor de carbono no solo e as métricas de diversidade florística revelam correlações fracas e, na maioria dos casos, não significativas, sugerindo que a diversidade, por si só, não é um factor determinante na acumulação de carbono (Figura 101). A única tendência estatisticamente relevante verifica-se com a riqueza específica ($R^2 = 0.16$; $p < 0.01$), indicando que talhões mais diversos tendem a apresentar teores de carbono no solo ligeiramente superiores. Esta relação, embora modesta, pode reflectir a complementaridade funcional entre espécies com diferentes estratégias fenológicas e radiculares: sistemas com maior variedade de espécies mantêm actividade fotossintética e actividade radicular por períodos mais prolongados ao longo do ano, o que favorece a incorporação contínua de matéria orgânica e o aumento da estabilidade do carbono na camada superficial. Apesar disso, a ausência de relação significativa com os índices de diversidade (H') e uniformidade (J') sugere que a estrutura funcional e o domínio das espécies predominantes exercem um papel mais relevante do que a diversidade numérica na recuperação dos talhões em estudo. A relação positiva entre a riqueza de espécies e o teor de carbono no solo foi descrita noutros estudos

(Lange et al., 2015; Prommer et al., 2020; Yang et al., 2019), com o clima a surgir como modelador dessa relação (Spohn et al., 2023).

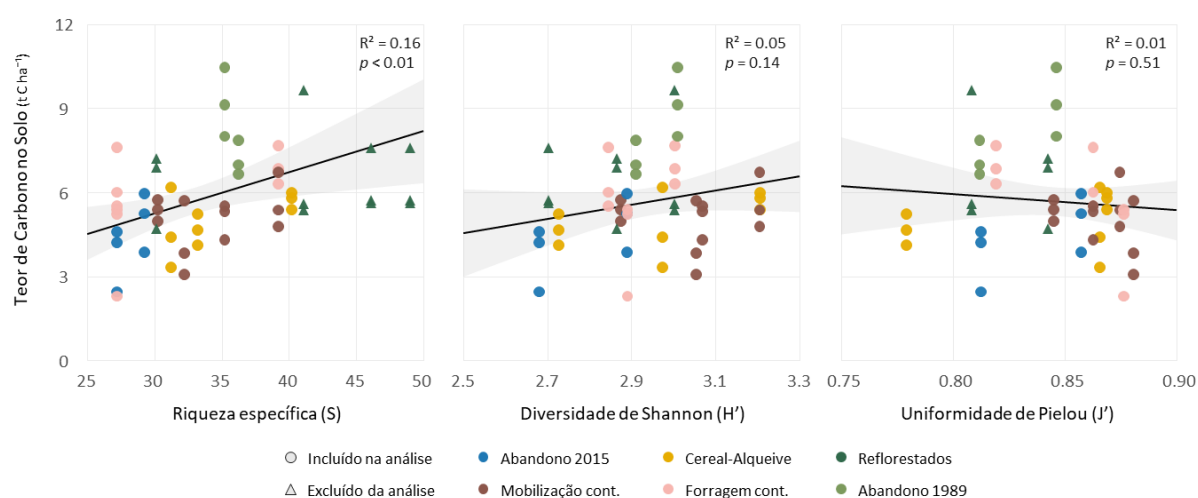


Figura 101 - Gráficos de dispersão entre teor de carbono no solo e índices de riqueza, diversidade de uniformidade.

As relações entre a estrutura da vegetação e as propriedades do solo sugerem uma evolução conjunta (Figura 102). Tanto a altura média como o percentil 95 do coberto vegetal seguem curvas de tipo potência, em que o aumento da altura está associado a valores superiores de carbono orgânico ($R^2 = 0.30$, $p < 0.001$) e teor de carbono no solo ($R^2 = 0.36$, $p < 0.001$) e a valores mais reduzidos de densidade aparente ($R^2 = 0.23$, $p < 0.05$), uma tendência que surge na literatura associada a diferentes tipos de ecossistemas (González-Morales et al., 2025; Wan et al., 2019). Identificam-se limiares estruturais a partir dos quais os ganhos diferenciais deixam de ser expressivos: 0.56 m para o carbono orgânico, 0.58 m para o teor de carbono no solo e 0.35 m para a densidade aparente. Este limiar inferior da densidade aparente é coerente com a hipótese de que a descompactação superficial é fortemente influenciada pela consolidação das raízes finas das herbáceas que promovem a agregação e a porosidade do solo. A partir desse ponto, o processo tende a estabilizar, e a influência dos estratos superiores terá, possivelmente, uma maior influência em profundidade.

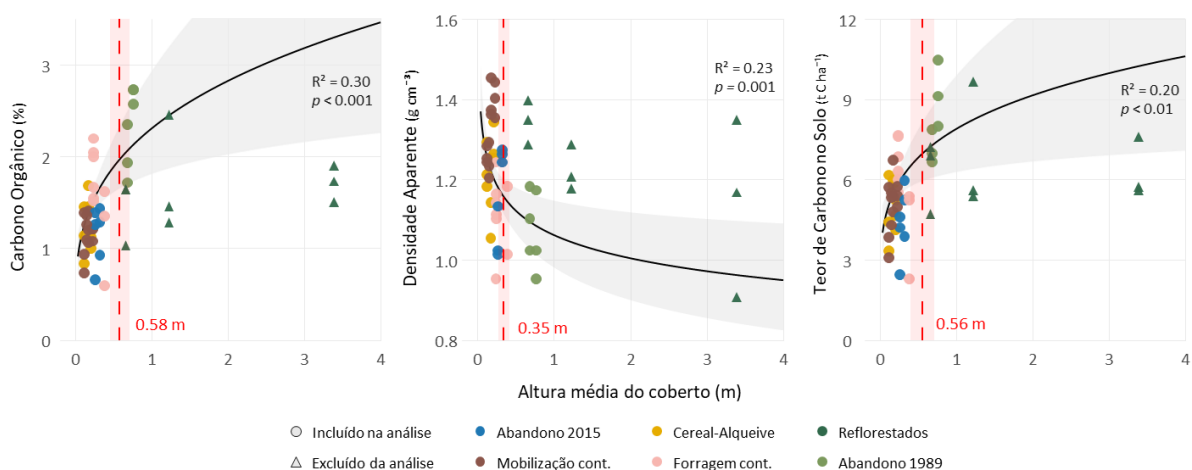


Figura 102 - Gráfico de dispersão entre carbono orgânico, densidade aparente e teor de carbono no solo, e a altura média do coberto.

Por outro lado, o aumento do carbono orgânico e do teor de carbono no solo com a altura do coberto reflecte o papel cumulativo da vegetação na reposição e conservação da matéria orgânica. Estratos superiores mais desenvolvidos (Figura 103) contribuem não apenas para o fornecimento contínuo de biomassa, mas também para a criação de um microclima favorável à acumulação de carbono, reduzindo a amplitude térmica, conservando a humidade e mitigando a mineralização acelerada durante os períodos secos. O sombreamento e a heterogeneidade estrutural resultantes favorecem a retenção de humidade, criando condições mais estáveis para a decomposição e incorporação da matéria orgânica. Para além disso, os diferentes estratos interagem directamente com as gotas de chuva para condicionar a resposta hidrológica à superfície. Assim, a estrutura do coberto actua simultaneamente como mediador físico e biológico, integrando processos de acumulação e conservação que traduzem o avanço da sucessão ecológica e a progressiva estabilização da camada superficial do solo.

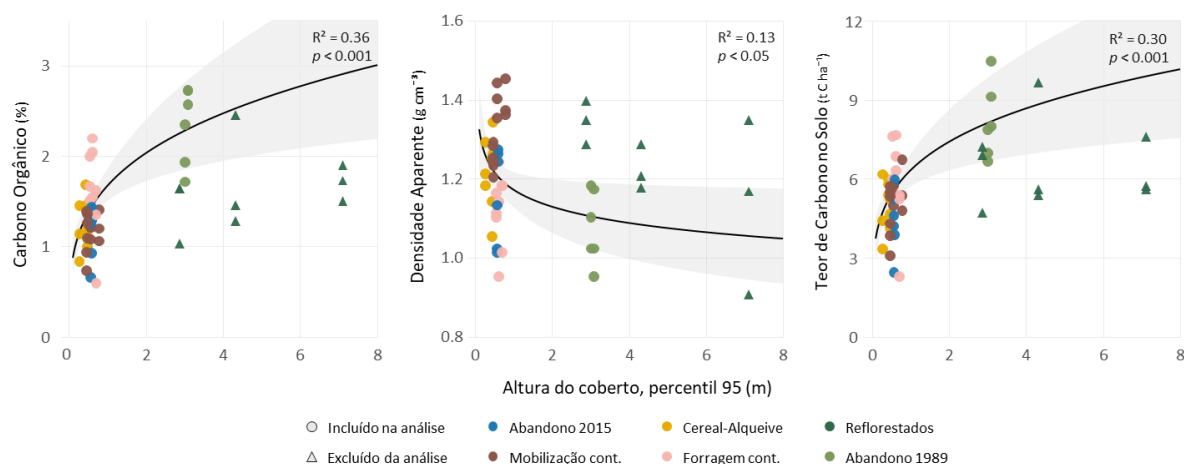


Figura 103 - Gráfico de dispersão entre carbono orgânico, densidade aparente e teor de carbono no solo, e o percentil 95 da altura do coberto.

Tempo de abandono

Nos talhões do CEEVF, para além dos diferentes legados de degradação e características da sucessão ecológica progressiva, é possível estudar o papel do tempo na evolução das trajectórias de recuperação. Para isso, consideram-se todos os talhões não reflorestados para associar os valores de carbono orgânico, densidade aparente e teor de carbono no solo em função do tempo de abandono, associado aos diferentes momentos em que um ou mais talhões ficaram sem gestão activa: 1989 (T13a, T7x), 2001 (T12), 2008 (T1, T2, T3, T4, T5, T6, T7, T14, T15) e 2015 (T10, T11), resultando em testemunhos de 9, 16, 23 e 25 anos de sucessão espontânea. Os resultados apontam para uma recuperação que, a esta escala temporal, apresenta um comportamento linear ao longo do tempo, sugerindo o efeito cumulativo das diferentes etapas da sucessão ecológica no aumento do fornecimento de matéria orgânica e protecção contra processos de degradação (Figura 104).

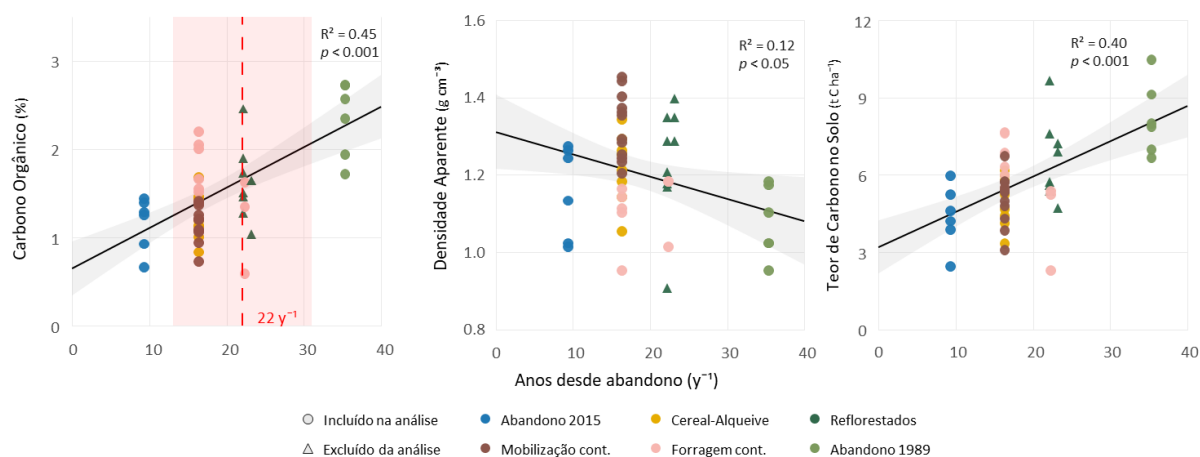


Figura 104 - Gráficos de dispersão entre carbono orgânico, densidade aparente e teor de carbono no solo e o tempo desde abandono activa, e respectivos limiares identificados por regressão linear segmentada (a vermelho).

O carbono orgânico e o teor de carbono no solo apresentam uma resposta linear muito significativa (OC, $R^2 = 0.45$, $p < 0.001$; SOC, $R^2 = 0.40$, $p < 0.001$), enquanto a regressão linear segmentada identifica um limiar temporal a partir do qual a taxa de aumento do teor de matéria orgânica parece aumentar, situado em torno dos 22 anos. No entanto, estes resultados não são coerentes com a tendência descrita noutros estudos para um horizonte temporal semelhante (20 a 40 anos): a evolução é, por um lado, não linear, e, por outro, essa não-linearidade é no sentido contrário à descrita para os talhões do CEEVF, com uma proporção importante do sequestro de carbono a ocorrer nos primeiros anos após o abandono, estabilizando ao longo do tempo (Meyer et al., 2012).

Esta diferença entre os resultados obtidos na série dos talhões do CEEVF e o padrão identificado na literatura pode ser justificado por dois motivos. Por um lado, existe uma grande amplitude de valores para um mesmo tempo de abandono, provocado pela grande variedade de pontos de partida e legados de degradação. Esta amplitude verifica-se tanto nos talhões abandonados em 2008, com as rotações de cereais, forragens e talhões permanentemente lavrados, quanto nos talhões abandonados em 1989, com um talhão abandonado após rotação cereal-alqueive (T7x) e outro isolado sem nunca ter tido gestão activa (T13a). Para além disso, existe uma discrepância temporal muito grande entre momentos de abandono (1989, 2001, 2008), o que coloca limitações importantes a ajustar modelos a este tipo de dados.

À semelhança do que foi discutido anteriormente, a resposta do teor de carbono no solo é atenuada pelo comportamento inverso e menos significativo da resposta da densidade aparente. Neste caso, os resultados não estão em linha com a hipótese inicial de que a densidade aparente diminuiria com o aumento progressivo do teor de carbono orgânico. No entanto, a tendência parece estar dividida em dois momentos: nos talhões abandonados mais recentemente, a densidade aparente é em média mais reduzida (1.20 g cm^{-3}) do que nos talhões abandonados em 2008 (1.26 g cm^{-3}) voltando a ser progressivamente inferior nos talhões abandonados em 2001 (1.19 g cm^{-3}) e 1989 (1.07 g cm^{-3}). Este comportamento, associado à correlação mais fraca, menor significância e grande heterogeneidade interna dentro de cada idade de abandono, sugere que as diferenças encontradas neste conjunto de dados estão mais associadas ao legado de degradação e ponto de partida (por exemplo,

devido à mobilização recente de T10 e T11 que terá reduzido a compactação recentemente) do que ao tempo decorrido, o que é consistente com outros estudos em ecossistemas mediterrâneos (Nadal-Romero, Khorchani, et al., 2023).

Com base na relação entre o tempo desde o abandono e o teor de carbono no solo, é possível estimar uma taxa média de sequestro associada às trajectórias de regeneração espontânea nos talhões do CEEVF. O modelo ajustado indica que, no momento do abandono, o teor médio de carbono no solo seria de cerca de $3.2 \pm 1.1 \text{ t C ha}^{-1}$, atingindo aproximadamente $8.7 \pm 1.2 \text{ t C ha}^{-1}$ ao fim de 40 anos. Esta evolução corresponde a um incremento acumulado de 5.46 t C ha^{-1} , equivalente a uma taxa média anual de sequestro de $0.136 \text{ t C ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$, ou cerca de $0.5 \text{ t CO}_2 \text{ eq ha}^{-1} \text{ y}^{-1}$. Apesar da variabilidade entre trajectórias e da heterogeneidade dos legados de degradação, estes valores situam-se dentro das ordens de grandeza reportadas para ecossistemas mediterrânicos em fases iniciais de sucessão, reflectindo um potencial de recuperação significativo mesmo em contextos severamente degradados (Bell et al., 2021; Novara et al., 2017). A lentidão do processo, contudo, evidencia que a reposição do teor de carbono perdidos durante décadas de gestão intensiva é um processo de longo prazo, fortemente condicionado pela reorganização estrutural e pela eficiência do coberto vegetal em reter e incorporar matéria orgânica ao solo.

Assim, o carbono orgânico parece responder de forma mais sensível às condições de partida e à progressão da sucessão ecológica, reflectindo o balanço entre fornecimento de matéria orgânica e os processos de degradação ao longo tempo. A densidade aparente revela uma inércia maior, condicionada sobretudo pelo grau de compactação e pela estrutura herdada do período de gestão activa, funcionando como memória física da degradação passada. Assim, o teor de carbono no solo traduz uma relação dinâmica entre estes dois componentes: integra a variabilidade biológica e funcional associada à regeneração da matéria orgânica, mas é simultaneamente modulada pelos constrangimentos físicos que limitam a acumulação e estabilização do carbono no volume do solo. Este comportamento composto reforça a ideia de que a recuperação não pode ser interpretada a partir de uma única variável, mas como resultado da convergência entre processos estruturais, ecológicos e temporais que definem o ritmo e as características da sucessão pós-abandono.

Em conjunto, os resultados mostram que o sequestro de carbono no solo é determinado pela interacção entre três dimensões interdependentes: os legados de

degradação, que limitam a capacidade inicial de acumulação e mantêm a densidade aparente como memória física da gestão agrícola; o desenvolvimento estrutural da vegetação, que reforça a retenção e a estabilidade da matéria orgânica através da protecção física contra processos de degradação do solo; e o tempo de abandono, que traduz o ritmo de reorganização do sistema. Estes três factores convergem na definição de um equilíbrio dinâmico entre recuperação ecológica e condicionantes físicas, em que a melhoria estrutural do coberto actua como catalisador dos processos de regeneração do solo. À medida que a trajectória de recuperação avança, o sistema adquire dinâmicas superficiais mais complexas.

VI.4.3. Resposta hidrológica e implicações ecológicas da recuperação pós-abandono

A dinâmica de vertentes desempenha um papel determinante na trajectória ecológica das áreas sujeitas a abandono agrícola, especialmente em ecossistemas mediterrâneos, onde os episódios de precipitação são intensos e concentrados. A evolução da vegetação contribui para a intercepção, infiltração e armazenamento de água, enquanto as áreas de solo descoberto ou com coberto descontínuo favorecem a escorrência superficial e a perda de solo. Nas áreas com maior teor de matéria orgânica, a agregação e a porosidade aumentam a capacidade de retenção de água, reduzindo a escorrência, enquanto solos mais pobres e compactos apresentam pontos de saturação mais baixos e maior propensão à escorrência. Por outro lado, a manta morta e as crostas biológicas à superfície podem induzir hidrofobia temporária, promovendo a escorrência.

Nos pontos anteriores, a sucessão ecológica, a estrutura da vegetação e o teor de carbono no solo foram analisados com base nas trajectórias de recuperação pós-abandono. Foram identificadas diferentes fases e ritmos de regeneração em função das condições de partida, do tempo de abandono e do tipo de intervenção humana. Contudo, estas trajectórias não evoluem de forma linear: alguns talhões seguem padrões de avanço progressivo na sucessão ecológica, enquanto outros exibem respostas dinâmicas à variabilidade climática, com picos de crescimento vegetal em anos húmidos e recessões de coberto e perdas de carbono no solo durante períodos secos ou de temperaturas elevadas. Assim, importa analisar a dinâmica hidrológica dos talhões do CEEVF, tomando a escorrência superficial como expressão integrada da interacção entre clima, vegetação e solo, para compreender de forma mais ampla o significado ecológico das trajectórias de recuperação identificadas.

Caracterização da série de precipitação

A série de precipitação analisada para o período de 2016/17 a 2023/24 baseia-se nos registos diários da estação meteorológica de Mértola – Vale Formoso, situada a cerca de 200 m dos talhões experimentais. A precipitação média anual (405 mm) foi inferior à do período de referência (535 mm para 1991-2020), e a série foi marcada por uma grande irregularidade interanual: dos oito anos em estudo, um foi muito seco e quatro foram secos, dois foram chuvosos e apenas um foi considerado ‘normal’ (Tabela 33). O contraste é ainda maior quando considerando apenas os meses de Inverno e Primavera, onde se registou uma sequência alternada de anos ora muito chuvosos, ora muito secos.

Tabela 33 - Caracterização anual e sazonal do período em análise (2016/17 - 2023/24) e classificação com base no período de referência 1991-2020 através do método de quintis. pmm = precipitação total, d20 = número de dias com precipitação superior a 20 mm, d30 = número de dias com precipitação superior a 30mm, pMax = máximo de precipitação diário. Os meses de verão (Junho, Julho e Agosto) foram omitidos desta tabela por representarem uma diferença mínima nos totais anuais e sem eventos de magnitude considerável.

	Total Anual			Set-Out-Nov					Dez-Jan-Fev					Mar-Abr-Mai				
	pmm	d20	d30	pmm	d20	d30	pMax	pmm	d20	d30	pMax	pmm	d20	d30	pMax			
2016/17	463	9	4	155	34%	2	1	40	226	49%	5	3	64	82	18%	2	0	29
2017/18	391	4	1	34	9%	0	0	20	70	18%	1	0	23	270	69%	3	1	41
2018/19	307	3	1	177	58%	1	1	43	66	22%	2	0	22	63	21%	0	0	15
2019/20	397	7	1	68	17%	0	0	14	130	33%	3	0	28	200	50%	4	1	40
2020/21	491	8	4	239	49%	4	2	62	160	33%	2	1	43	87	18%	2	1	35
2021/22	349	5	3	157	45%	3	2	53	31	9%	0	0	9	161	46%	2	1	53
2022/23	342	6	2	78	23%	1	0	28	209	61%	4	1	62	45	13%	1	1	32
2023/24	503	6	2	144	29%	2	1	47	223	44%	2	1	37	130	26%	2	0	27
Muito seco Seco Normal Chuvoso Muito chuvoso																		

A análise sazonal confirma a dominância dos meses entre Dezembro e Fevereiro, responsáveis por cerca de 40 a 60 % da precipitação anual, com frequentes episódios de elevada intensidade ($\geq 20 \text{ mm dia}^{-1}$), enquanto os dias mais chuvosos ocorrem sobretudo nos meses de Setembro a Novembro. Sob estas condições, a infiltração torna-se indissociável das condições de superfície: solos degradados, compactos ou com baixo teor de matéria orgânica respondem rapidamente à saturação, gerando escorrência precoce, enquanto talhões com maior teor de carbono e vegetação mais desenvolvida prolongam o tempo de resposta e reduzem o volume de escorrência. Assim, a caracterização do regime de precipitação é essencial para interpretar as diferenças observadas na resposta hidrológica entre as

trajectórias de abandono e para compreender de que forma o clima recente tem moldado o processo de recuperação ecológica nas vertentes do CEEVF.

A predominância de anos secos cria condições de recessão do coberto vegetal nos talhões em fases mais incipientes da sucessão ecológica, limitando as trocas radiculares e o fornecimento de matéria orgânica à superfície do solo. Estes talhões são simultaneamente mais pobres em matéria orgânica e têm maior densidade aparente, ou seja, têm menor capacidade de retenção de água. Assim, a concentração das chuvas em eventos de grande magnitude tem o potencial de criar escorrência superficial que transporta parte da matéria orgânica depositada, limitando o volume disponível para decomposição, humificação e incorporação do solo.

Em anos secos, estes talhões têm menores taxas de produção de biomassa que se traduzem em menores taxas de fornecimento de matéria orgânica. Nas chuvas intensas, o solo tem pouca capacidade de reter água da chuva e elevado potencial de gerar escorrência, contribuindo para o transporte da manta morta que deixa de estar disponível para ser decomposta. Quando a temperatura aumenta, os processos de decomposição da matéria orgânica remanescente no solo seco resultam em mineralização e perdas de carbono para a atmosfera sob a forma de CO₂ em vez da sua conversão em matéria orgânica humificada.

Padrões de escorrência por magnitude de precipitação e trajectória pós-abandono

Os coeficientes de escorrência obtidos para os talhões do CEEVF enquadram-se nas ordens de grandeza observadas noutros contextos mediterrâneos com usos e tempos de recuperação semelhantes (Nunes, 2007, p. 204). Independentemente da situação de partida, todas as trajectórias convergem para valores reduzidos, com as diferenças mais significativas a registarem-se nos grupos de talhões com rotações cereal-alqueive ou com mobilização contínua, de 12 e 25 % para 3.2 e 4.5 %, respectivamente (Tabela 34). Estes resultados indicam ainda duas situações: por um lado, as medianas muito baixas sugerem que a maioria dos eventos produz muito pouca escorrência superficial, com valores mais elevados controlados por episódios mais intensos, em linha com regime pluviométrico descrito anteriormente; por outro lado a variabilidade interna é bastante elevado, reflectindo a interacção entre os legados de degradação e as trajectórias de sucessão como condicionantes da resposta hidrológica pós-abandono.

Tabela 34 - Estatísticas descritivas dos coeficientes de escorrência (%) para os talhões do CEEVF durante o período de gestão activa (1961-2008) e no período pós-abandono em estudo (2016-2024). aN – abandono recente, talhões abandonados em 2015 após ensaio com aromáticas (T10, T11); aPl – abandono após mobilização contínua (T6, T7, T14, T15); aCr - abandono após rotação Cereal-Alqueive (T1, T2, T3); aFr – abandono após forragem contínuo (T4, T5, T12); aRfl – talhões reflorestados (T8, T9, T13); aO – abandono antigo, talhões abandonados em 1989 (T7x, T13a).

		aN	aPl	aCr	aFr	aRf	aO	Total
Gestão activa (1961-2008)	N =	780	559	1170	1170	105	244	6385
	$\bar{x}$	8.6%	25%	12%	7.7%	3.7%	15%	9.6%
	$\tilde{x}$	3.0%	13%	3.0%	2.9%	2.4%	4.0%	3.1%
	CV%	186%	127%	183%	225%	157%	183%	197%
Pós-abandono (2016-2024)	N =	155	306	250	273	223	155	1362
	$\bar{x}$	3.1%	3.2%	4.5%	4.2%	0.9%	2.0%	3.1%
	$\tilde{x}$	0.7%	1.0%	0.8%	0.7%	0.6%	0.5%	0.7%
	CV%	240%	201%	221%	246%	126%	193%	245%

Os coeficientes de escorrência calculados para os talhões do CEEVF revelam diferenças entre trajectórias de recuperação, tanto em termos de magnitude como de consistência da resposta hidrológica em diferentes magnitudes de evento (Figura 105). Em eventos de baixa intensidade (< 20 mm), os valores de escorrência são reduzidos independentemente da situação de coberto. À medida que a magnitude dos eventos aumenta, surgem diferenças claras entre trajectórias: nos talhões abandonados após mobilização contínua e rotações de cereal-pousio, o volume de escorrência cresce de forma quase linear com o volume de precipitação do evento; nos talhões reflorestados, a escorrência superficial é mínima independentemente do total de precipitação do evento; nos talhões abandonados mais recentemente, nos abandonados após coberto contínuo de forragens e, em menor medida, nos abandonados há mais tempo, a escorrência superficial aumenta exponencialmente com o total de precipitação do evento.

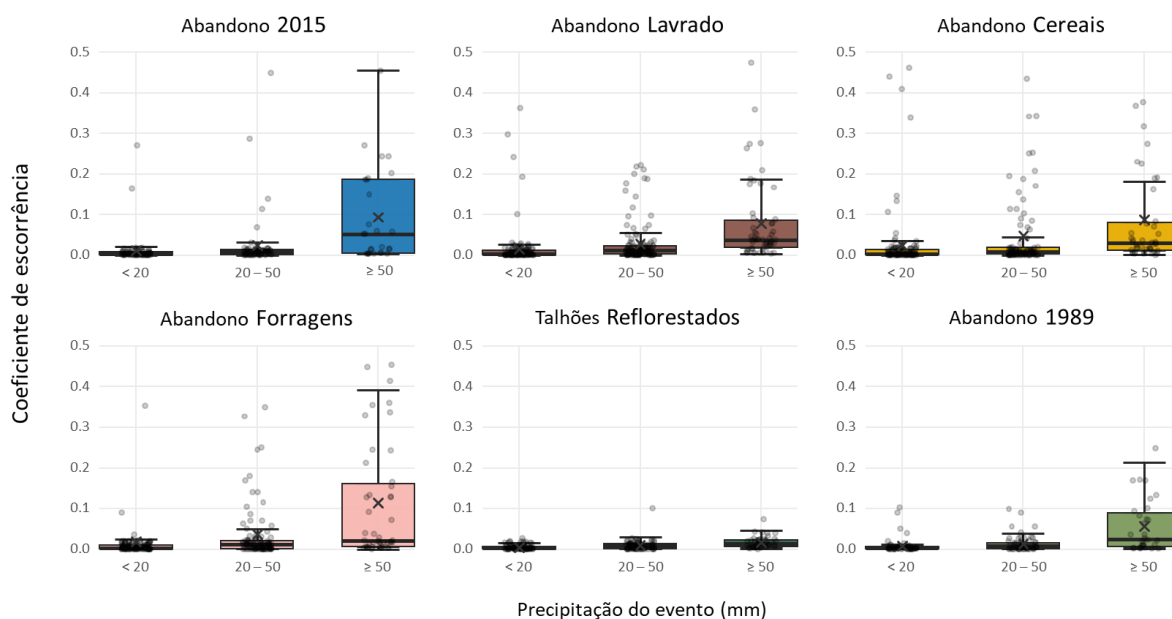


Figura 105 - Coeficientes de escorrência superficial nas diferentes situações de coberto do CEEVF e em diferentes magnitudes de eventos de precipitação.

Algumas diferenças identificadas são coerentes com a hipótese de que, em fases mais incipientes da recuperação ecológica, a escorrência é potenciada pelo menor desenvolvimento estrutural da vegetação, menor capacidade de retenção de água devido ao reduzido teor de matéria orgânica, e menor ponto de saturação devido à densidade aparente e compactação do solo resultantes tanto da gestão anterior, quanto do gradiente de recuperação do ecossistema. Esta dinâmica reflecte-se bem na resposta hidrológica das diferentes situações de coberto a eventos de menor magnitude (< 10 mm), onde os talhões abandonados após rotações agrícolas apresentam coeficientes de escorrência em toda a linha mais elevados do que os talhões abandonados há mais tempo ou reflorestados (Figura 106). No entanto, à medida que aumenta o volume de precipitação, verifica-se uma resposta não linear num grupo de talhões que representam trajetórias relativamente distintas: o aumento dos coeficientes de escorrência nos talhões recentemente abandonados é mais parecido com o que se verifica nos talhões após forragens, do que com o comportamento dos talhões onde foram identificadas fases mais incipientes da sucessão ecológica e do desenvolvimento estrutural (talhões pós mobilização contínua).

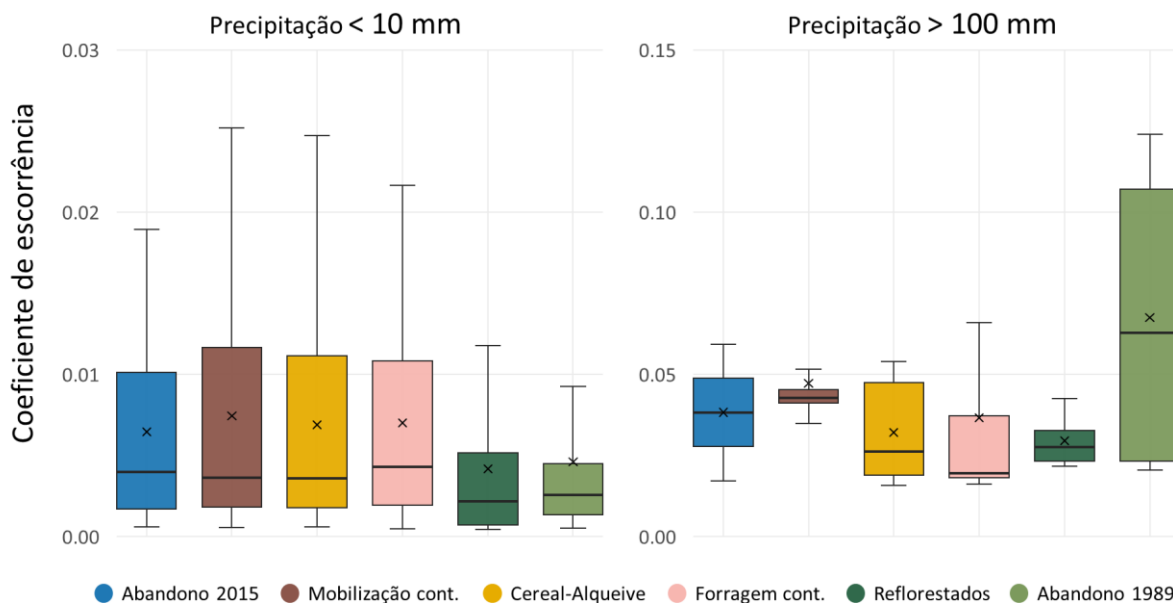


Figura 106 - Coeficientes de escorrência superficial nas diferentes situações de coberto do CEEVF para eventos de grande magnitude (< 10 mm) e eventos mais extremos (> 100 mm).

Este comportamento parece estar associado às trajetórias de sucessão ecológica distintas para cada grupo de talhões. O grupo dos talhões abandonados após forragens (T4, T5, T12) partilha uma situação de coberto vegetal muito semelhante ao grupo abandonado mais recentemente (T10, T11), com um coberto muito denso de herbáceas anuais muito responsivas a impulsos de precipitação. Este tipo de coberto, que cresce rápido após as primeiras chuvas do Outono, cria uma camada densa de vegetação que permite dois tipos de resposta: por um lado, este coberto denso contribui para interceptar a água que cai sobre si ou que escorre desde montante, impedindo ou reduzindo a escorrência, o que justifica os coeficientes mínimos em eventos abaixo dos 50 mm; por outro lado, quando o volume de precipitação é superior à capacidade de infiltração no topo do coberto, a água tende a acumular-se à superfície, aumentando os coeficientes de escorrência.

Esta dinâmica é reforçada quando se observam os talhões com mais tempo de abandono (T7x, T13a), que apresentam um comportamento completamente oposto aos restantes talhões: nos eventos de menor magnitude, abaixo dos 10 mm, os coeficientes de escorrência são mínimos, semelhantes aos talhões reflorestados (T8, T9, T13); nos eventos mais extremos, acima dos 100 mm, apresentam os maiores coeficientes de escorrência de toda a série, enquanto os restantes grupos se mantêm com respostas relativamente semelhantes. Este aumento desproporcional da escorrência em eventos mais extremos

parece reflectir os mesmos mecanismos descritos anteriormente, intensificados pela complexidade e estratificação de coberto induzido pelas fases mais avançadas da sucessão ecológica e alguma hidrofobia, também reportada em outros estudos sobre o comportamento hidrológico de terrenos abandonados (Nunes, 2007), associada à acumulação superficial de manta morta e valores mais elevados de matéria orgânica.

De forma geral, os resultados apontam para valores de escorrência muito baixos, que reflectem o grau de maturidade ecológica associado às diferentes trajectórias de sucessão condicionadas pelos legados de degradação. Fases mais incipientes ou talhões com heranças de forte perturbação física mantêm um comportamento dominado pela compactação e pela reduzida rugosidade superficial, enquanto fases mais avançadas apresentam mecanismos de regulação hidrológica mais completos, onde a estrutura da vegetação impede e limita a escorrência e o teor de carbono no solo aumentam a capacidade de retenção de água. Assim, importa avaliar o papel da vegetação e das características do solo na dinâmica hidrológica das vertentes, relacionado os coeficientes de escorrência com a estrutura da vegetação, o teor de carbono no solo e a densidade aparente.

Relação com o solo e o coberto vegetal

A relação entre os resultados de escorrência superficial e as condições de superfície nos talhões confirmam o efeito da recuperação espontânea na estabilização de processos de evolução de vertente: quanto maior a altura média do coberto vegetal e o teor de carbono orgânico nos talhões, menores os coeficientes de escorrência registados (Figura 107). Destes dois parâmetros, a estrutura do coberto vegetal tem um efeito mais pronunciado do que o teor de carbono, dada a sua influência directa na intercepção e redistribuição da água da chuva, confirmando o papel determinante de vegetação na resposta hidrológica das vertentes (Cantón et al., 2011; Gao et al., 2024). Nos talhões do CEEVF, este efeito acaba por ser amplificado pela resposta muito dinâmica da vegetação ao longo do tempo: a sequência de fases de crescimento e recessão em função da disponibilidade hídrica cria variações na distribuição e altura do coberto que influenciam de forma imediata a resposta aos eventos de precipitação.

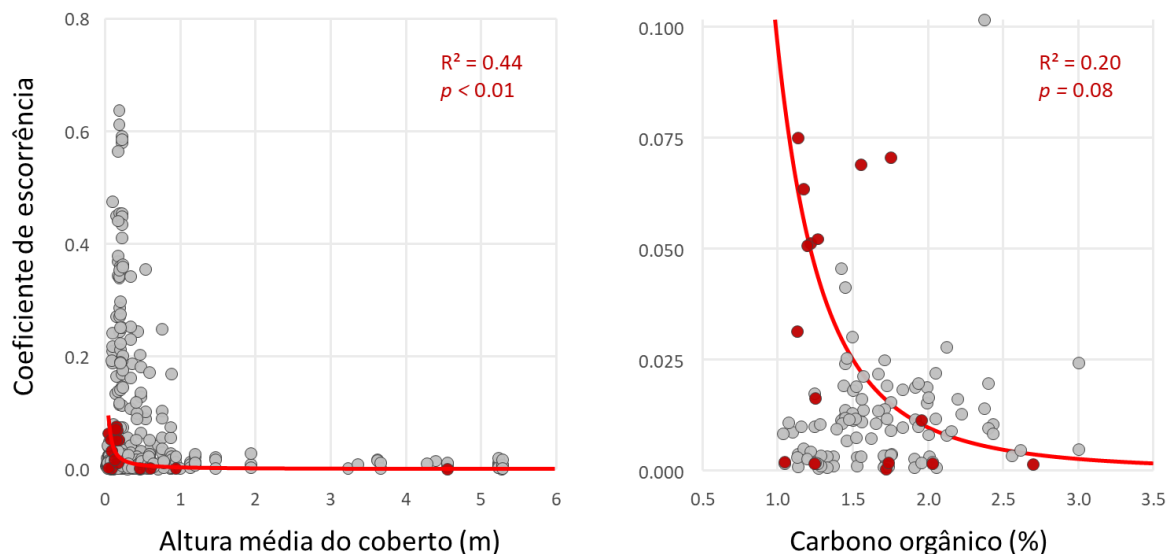


Figura 107 - Gráficos de dispersão entre coeficientes de escorrência superficial e a altura média do coberto vegetal e o carbono orgânico no solo. Para cada conjunto de dados, foram incluídos os eventos de precipitação nos 30 dias antes e depois da data de obtenção de cada modelo de altura de coberto (2018-2024) e de cada campanha de amostragem de solo (2021/22 e Maio de 2024). Os pontos marcados a vermelho correspondem ao evento próximo da única campanha com recolha de dados de solo e com modelo de altura de coberto (31 de Março a 2 de Abril de 2024, 31.5 mm) e as rectas de regressão estão ajustadas a essa nuvem de pontos.

A tendência negativa entre o coeficiente de escorrência e o carbono orgânico do solo reflecte, por sua vez, os efeitos do aumento da agregação e porosidade, que aumentam as taxas de infiltração, mas o efeito parece ser mais gradual. Este comportamento menos significativo é coerente com a escala temporal do aumento do teor de matéria orgânica: ao tratar-se de um processo lento, os talhões em estudo acabam por ter uma amplitude de valores relativamente curta no quadro geral da Serra (médias de 1.19 – 2.37 % e 2.05 – 4.19 %, respectivamente), o que limita a identificação de padrões mais significativos. Para além disso, a relação entre o teor de carbono orgânico e a escorrência superficial não é, por definição, linear: nas fases mais avançadas da sucessão, a acumulação de manta morta e o aumento da matéria orgânica superficial podem induzir hidrofobia temporária, sobretudo após períodos secos prolongados, levando a episódios de escorrência pontualmente mais elevados durante eventos de grande magnitude (García-Ruiz & Lana-Renault, 2011; Nunes, 2007). Assim, a estrutura do coberto e o teor de carbono orgânico no solo actuam em escalas complementares: a vegetação regula a resposta hidrológica imediata, associada à interceptção e à rugosidade superficial, enquanto o carbono orgânico traduz a evolução lenta da estrutura e porosidade do solo, condicionando a capacidade de infiltração e armazenamento de água.

VI.4.4. Implicações ecológicas e modelo conceptual

A análise dos processos de superfície à escala dos talhões permite interpretar a recuperação pós-abandono como um complexo processo de reorganização ecológica. Os resultados descritos e discutidos ao longo deste capítulo mostram que as alterações observadas nas propriedades do solo e na resposta hidrológica das vertentes não ocorrem de forma linear, mas resultam de interacções entre processos físicos e biológicos variáveis entre trajectórias e ao longo do tempo. A acumulação de carbono, a descompactação e a recuperação de coberto vegetal traduzem a capacidade do sistema em reconstituir mecanismos de regulação que estavam severamente limitados pela gestão agrícola durante o período das rotações experimentais no CEEVF. No entanto, essa recuperação mantém-se susceptível tanto a perturbações estruturais causadas pelo gradiente de degradação prévio, como à variabilidade climática. Assim, o equilíbrio entre vegetação, solo e água é dinâmico e dependente de um conjunto de ciclos de retroalimentação que podem tanto reforçar a recuperação como induzir retrocessos e processos naturais de degradação.

Processos de reorganização ecológica

As trajectórias de recuperação espontânea observadas nos talhões do CEEVF revela uma transição gradual entre sistemas dominados por processos físicos, associados à perda de solo por erosão hídrica, e sistemas regulados por mecanismos biológicos, sustentados pela sucessão ecológica, desenvolvimento estrutural acumulação de matéria orgânica no solo. Este processo representa a recuperação da dinâmica natural das trocas de matéria e energia na interface atmosfera-planta-solo ao longo das vertentes. O aumento do coberto e desenvolvimento estrutural da vegetação, o sequestro de carbono no solo e as mudanças na dinâmica hidrológica actuam como processos de acumulação e limitação das perdas de matéria e energia que vão alimentar a transição para cobertos cada vez mais complexos e estratificados.

A vegetação desempenha um papel de mediação ecológica, ao actuar como um filtro dinâmico entre a atmosfera e o solo, modulando o microclima, a capacidade de infiltração e a conservação da humidade. A sucessão espontânea tende assim a reconstruir gradualmente as funções de regulação que haviam sido interrompidas pela mobilização e pelos períodos de solo a descoberto durante as diferentes fases das rotações pré-abandono. Contudo, este processo é lento e dependente da relação entre as taxas de crescimento de biomassa e a

capacidade de acumulação de matéria orgânica no solo, o que justifica a coexistência de talhões com maior teor de carbono e capacidade de retenção de água, enquanto outros parecem em fases mais incipientes da sucessão, onde ainda predominam processos de saturação e escorrência superficial devido à compactação e densidade da camada superficial.

No entanto, a reorganização ecológica observada nos talhões, ao estar associado a uma sucessão secundária, dificilmente reproduzirá um estado semelhante ao bosque espontâneo anterior à limpeza dos terrenos da Serra após a divisão e privatização dos baldios. Em solos severamente degradados, o ponto de partida condiciona o tipo de comunidade vegetal que se estabelece e o ritmo da recuperação estrutural. Por outro lado, ao contribuir para modificar progressivamente as propriedades físicas do solo e a sua relação com os ciclos da água e do carbono, a vegetação é a grande responsável pela indução de ciclos de retroalimentação positiva que sustentam o sequestro de carbono e a retenção de água no solo. A paisagem pós-abandono resulta, assim, da interacção entre os legados de degradação, o gradiente de reorganização emergente e o tempo.

Vulnerabilidade e limiares funcionais

A reorganização ecológica observada aponta para um equilíbrio frágil entre recuperação e vulnerabilidade. Apesar de os processos de regeneração estrutural e funcional evidenciarem uma tendência positiva, o sistema mantém uma elevada sensibilidade a perturbações climáticas e à fragilidade estrutural dos talhões com maior degradação acumulada. A irregularidade do regime de precipitação tende a interromper e em alguns casos reverter a acumulação de biomassa e a acumulação de matéria orgânica, reduzindo temporariamente a capacidade de infiltração e reactivando mecanismos de perda de carbono por mineralização. Assim, a estabilidade alcançada em muitos talhões é em parte reversível e susceptível a processos externos de degradação.

Os resultados obtidos indicam a existência de limiares funcionais associados à intensidade dos legados de degradação e à duração do abandono. Em talhões onde a perda de solo e a ultrapassa determinados valores críticos, a reorganização ecológica está seriamente limitada, resultando em trajectórias de recuperação interrompidas. Os limiares físicos identificados apontam para limitações na capacidade de o sistema converter ganhos temporários de biomassa em acumulação efectiva de carbono, fazendo com que o comportamento dinâmico da vegetação desempenhe primeiro um papel de coberto

temporário, e só a uma escala temporal mais ampla e em fases de maior estratificação e complexidade de coberto se verifiquem os efeitos na acumulação de carbono no solo.

A presença destes limiares e mecanismos de reversão parcial demonstra que a recuperação ecológica não deve ser entendida como um processo linear de acumulação, mas como uma sequência de equilíbrios transitórios que se ajustam à variabilidade climática e às condições de partida. A resiliência do sistema depende, portanto, da sua capacidade de manter as trocas de matéria e energia entre a atmosfera, a vegetação e o solo, garantindo que os ciclos de retroalimentação positiva de sequestro de carbono e retenção de água prevaleçam sobre os processos de degradação.

Modelo conceptual das trajectórias de recuperação pós-abandono

A partir dos resultados descritos anteriormente, torna-se possível representar o processo de reorganização ecológica observado nos talhões do CEEVF através de um modelo conceptual das principais trajectórias de recuperação e os limites funcionais que as condicionam. O modelo conceptual proposto na Figura 108 sintetiza a evolução da complexidade funcional dos ecossistemas após o abandono agrícola, traduzindo a passagem de estados dominados por processos físicos de degradação para sistemas em que a regulação ecológica é restabelecida através da sucessão ecológica, do desenvolvimento da vegetação e do sequestro de carbono no solo. O ponto de partida corresponde a uma condição de degradação severa, com solos delgados, compactados e com reduzida matéria orgânica, que define o nível funcional mais baixo do sistema. A partir daí, a recuperação depende do modo como cada talhão consegue restabelecer as trocas atmosfera-vegetação-solo, num processo fortemente condicionado pelos legados de degradação e pelo último coberto gerido.

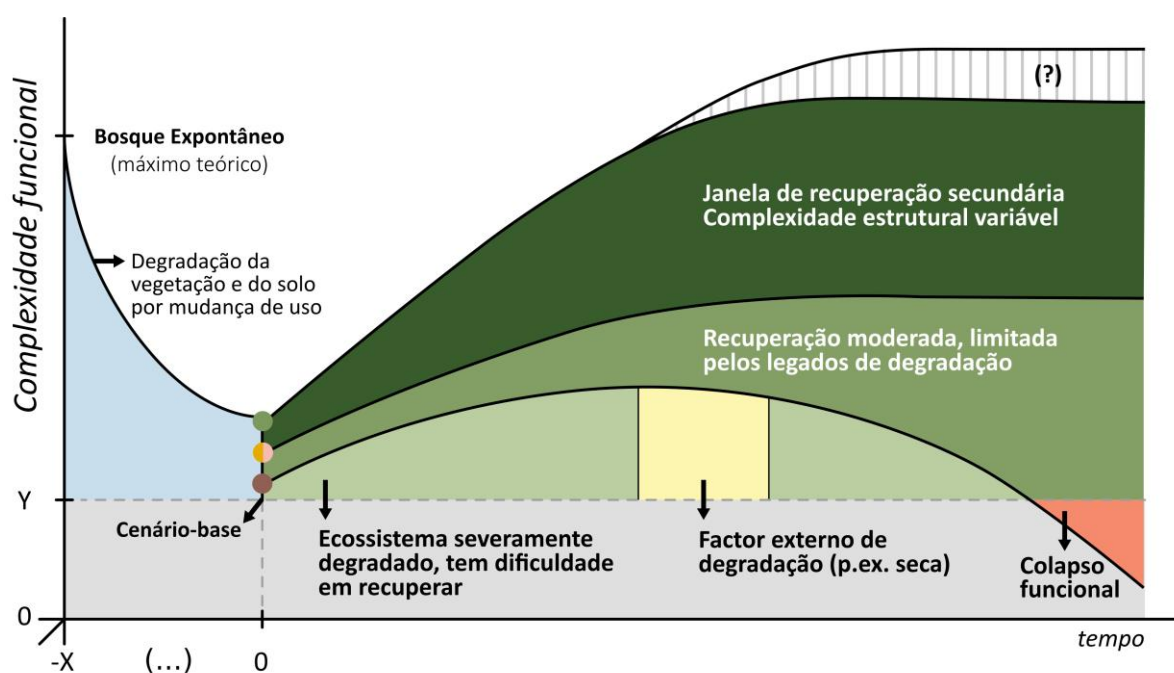


Figura 108 - Modelo conceptual das trajetórias de recuperação pós-abandono nos talhões do CEEVF.

Nos talhões mais degradados, onde foram ultrapassados limiares de degradação, a reorganização ecológica ocorre de forma lenta e intermitente, mantendo a vegetação em estratos baixos e descontínuos, dominados por herbáceas anuais. Por outro lado, onde a degradação acumulada foi menor ou onde o abandono foi acompanhado por práticas de reflorestação ou introdução de espécies, o desenvolvimento estrutural é potenciado e a sucessão avança mais rapidamente. Entre estes extremos abre-se uma janela de recuperação secundária, na qual o sistema recupera parte das suas funções reguladoras, como a infiltração e retenção de água, a protecção superficial e o aumento do teor de matéria orgânica no solo, ainda que sujeita a variabilidade interna e temporal.

Os resultados obtidos nos talhões do CEEVF mostram que, a esta escala temporal, o tempo, por si só, não garante a convergência para estados de recuperação mais avançados e complexos. A recuperação depende sobretudo da capacidade de a vegetação se estabelecer e criar as condições microclimáticas e estruturais que permitam a acumulação de carbono e a estabilização dos processos de superfície. Sempre que a degradação inicial ultrapassa certos valores críticos, o sistema tende a estabilizar num estado alternativo de equilíbrio: funcionalmente estável, mas de baixa produtividade e limitada capacidade de regulação. Em alguns casos mais críticos, existe ainda a possibilidade de reversões temporárias sob

perturbações climáticas extremas como períodos de seca prolongada ou de temperaturas mais extremas. A irregularidade do regime de precipitação e a sucessão de anos secos podem interromper os ciclos de acumulação, reduzindo as taxas de crescimento de biomassa e a acumulação de matéria orgânica no solo. Mesmo nos talhões mais avançados, a estabilidade alcançada é, assim, parcial e dependente da persistência das retroalimentações positivas entre vegetação, solo e água.

A recuperação pós-abandono é, portanto, um gradiente de reorganização ecológica onde coexistem trajectórias distintas, separadas por limiares físicos e funcionais dependentes do contexto histórico. No extremo inferior situam-se as áreas lavradas ou fortemente erodidas, em que a sucessão se mantém bloqueada por constrangimentos estruturais; num patamar intermédio, as áreas de cereal e forragem apresentam respostas moderadas, com ganhos temporários de biomassa e cobertura, mas sem acumulação substancial de carbono; e no extremo superior, os talhões reflorestados ou abandonados há mais tempo aproximam-se de um estado de regulação mais consolidada, embora ainda distante do máximo teórico representado pelo bosque espontâneo noutras áreas da Serra onde o abandono ocorreu ora há mais tempo, ora após menos tempo de actividade agrícola.

Esta interpretação converge com a histerese descrita em outros estudos em ecossistemas mediterrâneos, onde, apesar de a cessação da actividade agrícola favorecer a recuperação do solo e da vegetação, os ganhos são relativamente e dependentes do estado de degradação inicial (Delcourt et al., 2023; García-Ruiz & Lana-Renault, 2011; James et al., 2013). A relação entre o tempo de abandono e o teor de carbono orgânico no solo confirma esta assimetria nas trajectórias de recuperação. A curva ajustada aos dados do CEEVF e dos testemunhos de vegetação espontânea e de áreas degradadas não abandonadas na Serra descreve uma trajectória de recuperação assintótica, em que o aumento inicial é rápido, mas tende a estabilizar após algum tempo de abandono, aproximando-se de um valor de saturação em torno de 6.9 % de carbono orgânico (Figura 109). A nuvem de pontos evidencia a existência dessa histerese ecológica, em que os ganhos de carbono dependem não apenas do tempo decorrido, mas sobretudo do ponto de partida definido pelos legados de degradação. Esta diferença sugere que, para além dos constrangimentos físicos iniciais, a trajectória de recuperação pode seguir dinâmicas alternativas.

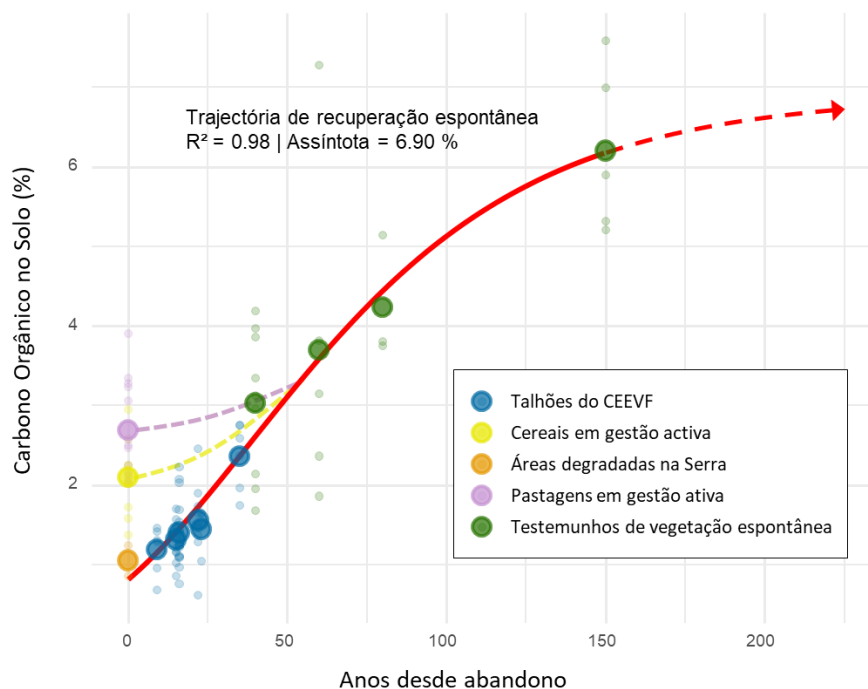


Figura 109 - Trajectórias de recuperação do carbono orgânico no solo em função do tempo desde o abandono. Os pontos representam médias observadas nos talhões do CEEVF e em áreas de referência com diferentes usos e estágios de sucessão. As trajectórias descontínuas indicam os valores médios estimados para áreas em gestão activa (cereais e pastagens), enquanto a curva ajusta a evolução do teor de carbono orgânico nas áreas degradadas e de vegetação espontânea da Serra. Os tempos de abandono dos testemunhos de vegetação espontânea foram inferidos com base no grau de desenvolvimento e estrutura do coberto observados.

Assim, o abandono agrícola não representa um simples retorno automático à vegetação natural, mas um processo de reconstrução funcional gradual, onde a reorganização ecológica é condicionada pela profundidade da degradação e pelo ritmo de resposta do sistema. A coerência entre os padrões florísticos, estruturais e edáficos observados no CEEVF reforça esta leitura integrativa. A vegetação, ao regular simultaneamente a infiltração e o fornecimento de matéria orgânica, emerge como o principal mediador entre a recuperação do solo e a resposta hidrológica, estabelecendo o elo que permite a transição de sistemas degradados para estados funcionalmente estáveis. A paisagem resultante tende, portanto, a organizar-se como um mosaico de fases transitórias, onde coexistem avanços, recuos e situações de estabilidade temporária.

PARTE III – CONTRIBUTOS PARA O PLEANEAMENTO TERRITORIAL

VII- SERVIÇOS DE ECOSSISTEMA, PLANEAMENTO E GESTÃO DO TERRITÓRIO EM CONTEXTO DE MUDANÇA CLIMÁTICA

O funcionamento dos ecossistemas mediterrâneos semiáridos resulta de uma interacção muito estreita entre factores abióticos, como o clima ou a litologia, e factores bióticos, como o coberto vegetal espontâneo ou cultivado (Maestre et al., 2010; Sardans & Peñuelas, 2013). A litologia define as características de base sobre as quais o clima vai actuar em função do coberto (De Falco et al., 2021), e toda esta cadeia é mediada por um elemento: o solo, onde se materializa o efeito acumulado do quadro natural e da ocupação humana, e através do qual se processam as trocas de matéria e energia que sustentam os ecossistemas emersos. Sendo um sistema adaptativo complexo (Salvati, Mavrakis, et al., 2015), com componentes físicas e biológicas, o solo actua como uma interface entre os diferentes sistemas naturais, e entre estes e as estruturas humanas, sendo simultaneamente produto e suporte dessa interacção.

De entre os seus componentes, a matéria orgânica actua como um regulador de grande parte dos processos eco-geomorfológicos a diferentes escalas espaciais (Calvo-Cases, 2019; Sarah, 2004; Sillero-Medina et al., 2020). Influencia a estrutura física, ao determinar a agregação e porosidade, a dinâmica hidrológica, ao condicionar a capacidade de retenção de água, a actividade biológica, pela presença de microorganismos e o seu papel no ciclo de nutrientes e, portanto, tem um papel importante na regulação da resposta aos eventos climáticos. Traduz o balanço nos ciclos do carbono e da água e funciona como indicador e força-motriz dos processos ecológicos que moldam a paisagem: na presença de processos de acumulação ou estabilização do teor de matéria orgânica, salvaguarda-se a produtividade e a capacidade de adaptação a momentos de stress, enquanto a sua perda está associada a processos de degradação funcional dos ecossistemas e, por extensão, condiciona a ocupação humana.

Os modelos conceptuais desenvolvidos ao longo deste trabalho (Figura 68 e Figura 108) sintetizam estas dinâmicas complexas, mostrando como o uso e a gestão do solo definem janelas de carbono específicas para cada sistema produtivo, e como as trajectórias de

recuperação pós-abandono são condicionadas pelos legados de degradação e pontos de partida. As relações entre estes processos dependem muito da escala espacial e temporal a que são observados (Millington, 2021; Newman et al., 2019). À escala da vertente, factores como o declive, a exposição ou a posição criam diferentes gradientes de distribuição de matéria e energia; à escala da propriedade, diferentes práticas de gestão da mesma estrutura produtiva criam um gradiente de possibilidades na conservação ou degradação do solo; à escala da paisagem a combinação de diferentes tipos de uso e trajectórias de mudança define a distribuição de diferentes funções e serviços de ecossistema. Por outro lado, por exemplo, enquanto os efeitos da mobilização ou do sobrepastoreio se manifestam rapidamente sob a forma de processos erosivos, compactação ou perda de matéria orgânica e a degradação do solo pode ocorrer em poucos anos, a sua recuperação espontânea é muito mais lenta, pois obedece a processos de meteorização, produtividade primária, e decomposição e humificação da matéria orgânica que operam em escalas muito mais alargadas.

Reflectir sobre as trajectórias de transformação do Baixo Alentejo Interior e o seu significado para o planeamento e gestão do território implica, portanto, reconhecer esta rede de interdependências entre processos, factores e escalas. Os padrões observados nos capítulos anteriores são manifestações de equilíbrios dinâmicos entre as condições naturais e as pressões antrópicas, o solo constitui a memória física e funcional dessas interacções e, portanto, é um elemento estruturante dos serviços de ecossistema nesta região.

VII.1. Serviços de ecossistema em paisagens agrícolas semiáridas

O carbono orgânico do solo constitui umas das variáveis centrais na agenda climática contemporânea. Desde o Acordo de Paris (2015) que existem iniciativas que apontam para taxas de sequestro de carbono como forma de integrar esforços simultaneamente de mitigação e adaptação à mudança climática (Amelung et al., 2020; Frank et al., 2017; Lozano-García et al., 2020; Minasny et al., 2017; Rumpel et al., 2020). Em paisagens semiáridas de ecossistemas mediterrâneos, reconhecer o solo agrícola como um importante reservatório de carbono torna-se particularmente importante. Por um lado, solos naturalmente pobres em matéria orgânica são mais susceptíveis aos efeitos de um clima mais quente e mais seco: têm menos capacidade de retenção de água e, portanto, ultrapassam mais cedo os limiares de *stress* hídrico; quando associam a baixa humidade com temperaturas mais elevadas, têm maiores taxas de mineralização da matéria orgânica que resultam em perdas de carbono para a atmosfera. Por outro lado, quando estes solos pobres são também degradados pela pressão humana, esta necessidade de conservar ou aumentar o teor de matéria orgânica não só é mais urgente, como também acaba por representar um maior volume de recuperação potencial.

Na Margem Esquerda do Guadiana, o solo acaba por ser o grande mediador dos serviços de ecossistema. Primeiro, assegura a regulação dos ciclos do carbono e da água, ao ser o maior sumidouro no ciclo do carbono de curta duração nos ecossistemas e determinar a capacidade de retenção hídrica que, em conjunto, possibilitam o funcionamento de toda a cadeia de serviços a jusante. Garante os serviços de provisão de matéria e energia ao contribuir para a fertilidade que permite, em diferentes locais, produzir cereais, leguminosas e forragens, ou instalar culturas permanentes, estando directamente ligado ao valor económico de produção. Está na base dos serviços suporte ao funcionamento de todos estes agro-ecossistemas através da biodiversidade, dos microorganismos, da vegetação espontânea que coloniza as vertentes e da fauna que faz habitat na grande variedade de paisagens, desde os campos abertos das áreas de produção agrícola aos bosques espontâneos nos vales do Guadiana e do Chança. Com base nisto, fornece os serviços culturais associados a cada uma destas paisagens, desde o valor patrimonial do montado das Serras de Serpa e Mértola e de Barrancos ao valor estético e de conservação do Parque Natural do Vale do Guadiana, ou ainda aos produtos locais como os subprodutos do bosque (mel, medronho, entre outros) e do montado (pratos tradicionais associados aos cereais, leguminosas, e gado ovino ou suíno).

O paradigma vigente da valorização económica dos serviços de ecossistema tem distorcido esta cadeia de valor. No final de contas, cada parcela de terreno vale tanto mais quanto maior o valor monetário imediato que conseguir criar: mais quilos de cereais, mais cabeças de gado ou mais litros de azeite traduzem-se numa maior quantidade de produto disponível a escoar no mercado. Ainda assim, as últimas décadas demonstraram que é possível introduzir distorções no mercado que tentam compensar financeiramente as áreas menos produtivas ou aquelas cujo valor monetário imediato é restringido por decreto quando, por exemplo, se decide manter o valor de conservação da natureza (capítulos II.2.5 e II.2.6). Nestes casos, a lógica mantém-se, com cada parcela a valer tanto mais quanto maior o valor monetário que conseguir extrair da soma da produção e dos apoios associados. Ao longo deste trabalho, demonstrou-se que este paradigma de valorização pode muitas vezes estar desajustado dos objectivos de conservação pretendidos, criando situações de degradação de recursos naturais em áreas de compensação ambiental (capítulo V.2).

Para uma valorização dos serviços de ecossistema capaz de beneficiar no presente o trabalho e o rendimento, enquanto garante o seu normal funcionamento no futuro e em cenário de mudança climática, é necessária uma leitura mais ampla. O solo deve ser integrado como a base ecológica que sustenta toda a cadeia de valor associada aos agro-ecossistemas nestes territórios, e o teor de carbono visto como um indicador de acompanhamento do estado deste recurso, um meio local de mitigação e adaptação aos desafios globais da mudança climática e da desertificação, cuja emergência é agravada em ambientes semiáridos e em solos pobres e degradados.

VII.2. Escalas, processos e a complexidade das dinâmicas territoriais

Os processos ecológicos e territoriais identificados e analisados ao longo deste trabalho operam a diferentes escalas, com as diferentes dinâmicas locais a configurar as estruturas observadas à escala da paisagem. Assim, torna-se fundamental compreender a hierarquia funcional de cada um dos processos que configuram o comportamento a escala superiores, e como estão inter-relacionados. À escala da parcela/propriedade, as práticas de gestão são a principal determinante nas taxas de fornecimento, acumulação e perda de carbono, e na conservação ou degradação do solo. O conteúdo e duração das rotações, a mobilização, a gestão do pastoreio, do pousio ou do coberto espontâneo definem as taxas de acumulação, estabilização ou redução de matéria orgânica, determinando a posição de cada sistema dentro da ‘janela de carbono’ do modelo conceptual da Figura 68. Na mesma paisagem e no mesmo tipo de uso, sistemas sob gestão de conservação, que tendem a maximizar as taxas de fornecimento de matéria orgânica enquanto procuram manter o valor produtivo, desenvolvem uma trajectória diametralmente oposta aos sistemas intensificados, cuja tentativa de maximizar o rendimento no curto prazo resulta na intensificação de processos erosivos e perdas de carbono no solo.

À escala da vertente, as dinâmicas de distribuição de matéria e energia e a histerese ecológica tornam-se mais evidentes, conforme demonstrado através do modelo conceptual da Figura 108. As características de base (litologia) e variabilidade local (declive, exposição, posição na vertente) interagem com as condições de presente (coberto do solo) e passado recente (legados de uso) para, em função do clima, resultarem em diferentes possibilidades de trajectórias de degradação ou recuperação do coberto vegetal e do solo ao longo do tempo. Em sistemas degradados, a acumulação de matéria orgânica, a recuperação do solo e o estabelecimento de coberto vegetal são fortemente condicionados por processos erosivos que induzem alguma inércia ecológica. Em áreas onde o solo e o banco de sementes estão mais bem conservados, o teor de carbono e o coberto vegetal criam um ciclo de retroalimentação positiva através do aumento da infiltração, melhoria da capacidade de crescimento das plantas e consequente aumento das taxas de fornecimento de matéria orgânica.

À escala da paisagem, observa-se o acumular difuso desta complexidade, sob a forma de padrões espaciais que reflectem os diferentes processos associados aos diferentes tipos de

uso e a sua relação com as condições de base e opções de gestão. Na Margem Esquerda do Guadiana, coexistem trajetórias de intensificação, conservação e abandono, criando uma heterogeneidade que é simultaneamente ecológica e socioeconómica e tem um valor funcional. O mosaico resultante, desde áreas de cultivo, forragens, matos e bosques secundários, reflorestações ou monoculturas permanentes, contribuem para a organização sistémica desta paisagem. Assim, distribuem-se funções, como áreas de elevado valor económico ou com valor de conservação, e riscos, como a susceptibilidade à desertificação ou áreas de baixo rendimento. As áreas em regeneração espontânea actuam como focos biodiversidade e sequestro de carbono, as de conservação procuram assegurar a continuidade produtiva no médio-longo prazo e as intensificadas concentram o grande motor económico, mas também vulnerabilidade territorial e homogeneização da paisagem.

As diferentes escalas formam uma cadeia contínua de processos independentes. Por um lado, a acumulação de processos à escala da vertente determina o comportamento geral observado na parcela ou na propriedade, que, associado ao comportamento de todos os elementos a essa escala criam a estrutura da paisagem e o mosaico regional. Por outro lado, estruturas de grande dimensão regional, como por exemplo a criação de infra-estruturas para o regadio, nacional, como os Instrumentos de Gestão Territorial (IGT), ou supranacional, como os desígnios da Política Agrícola Comum (PAC), criam o quadro geral de condicionantes e incentivos que vai determinar as opções de uso e gestão do solo e o comportamento à escala da vertente ou da propriedade/parcela.

Um caso concreto é, por exemplo, quando se decidiu por decreto reduzir a criação de gado ovino através do incentivo à produção de gado bovino: numa paisagem em declínio populacional e com produção de baixo valor acrescentado, valorizar um tipo de gado menos exigente em mão-de-obra foi muito bem recebido; o resultado foi um grande aumento do encabeçamento com gado bovino em solos pobres e terrenos declivosos, intensificando a erosão hídrica nas vertentes e a formação de barrancos (Roxo et al., 2023). O território deve, portanto, ser interpretado menos como um conjunto de unidades isoladas e mais como um sistema complexo onde as decisões de gestão local são indissociáveis da realidade regional e da dinâmica eco-geomorfológica.

Neste contexto, a desertificação representa a expressão territorial de uma falha estrutural nos serviços de ecossistema, uma consequência acumulada da perda de funções de

regulação e suporte desempenhadas pelo solo. Quando a intensidade da gestão é desadequada para a qualidade do solo e do clima, quebra-se a capacidade de a vegetação actuar como elemento mediador das dinâmicas à superfície, comprometendo a regulação climática e a formação de solo. Toda a Margem Esquerda do Guadiana tem elevada susceptibilidade à desertificação quer pelo clima semiárido, quer pelas vastas áreas tanto de solos pobres como de intensificação produtiva. Nas parcelas mais degradadas de paisagens menos produtivas, como a Serra de Serpa e Mértola, a perda de solo muitas vezes ultrapassa os limiares de degradação, conduzindo a um empobrecimento estrutural difícil de reverter. No entanto, em alguns locais outrora utilizados para a produção intensiva de cereais de sequeiro, o tempo permitiu à recuperação espontânea restabelecer parte das funções ecológicas.

A metodologia de identificação e análise das diferentes trajectórias de recuperação em curso nos talhões do Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso permitiu observar que a viabilidade da sucessão espontânea ou intervenção activa depende do gradiente de degradação acumulada e da integridade remanescente do sistema: quanto menor a degradação acumulada, maior a capacidade de a sucessão secundária reestabelecer as funções ecológicas do solo e da vegetação ao longo do tempo. Estudar o comportamento espontâneo destas áreas após a gestão activa e a degradação dos recursos naturais, permite compreender as regras do funcionamento dos ecossistemas em situações-limite. Assim, abre-se o caminho para informar alternativas de gestão adaptáveis no tempo e no espaço com vista a reestabelecer os serviços de ecossistema do solo, reverter a desertificação e criar condições de mitigação e adaptação à mudança climática.

VII.3. Gestão funcional, critérios adaptativos e um modelo de governança

Ao longo dos capítulos anteriores demonstrou-se algum desfasamento entre o funcionamento dos ecossistemas e critérios de elegibilidade para medidas de financiamento agro-ambiental: enquanto uma forma de gestão de encabeçamento que ultrapassa os limites permitidos para obtenção de apoios resultou na melhoria das condições do solo, parcelas incluídas no quadro de medidas de apoio à conservação dos recursos naturais apresentam padrões de degradação severa do solo e do coberto vegetal. Esta dicotomia torna-se ainda mais importante considerando que as parcelas em ambos os contextos fazem parte do mesmo reconhecimento do Montado da Serra de Serpa como sistema de importância agrícola global (GIAHS).

Uma das grandes limitações deste quadro é a discrepância entre as escalas e limites administrativos e a escala e extensão da dinâmica dos factores ambientais e dos recursos naturais (Aslan et al., 2021; Cumming & Dobbs, 2020; Ellis et al., 2025). A lógica administrativa e sectorial da aplicação de alguns destes instrumentos tende a ignorar a diversidade funcional dos ecossistemas, aplicando parâmetros uniformes a realidades heterogéneas. As unidades territoriais de planeamento, desde os municípios às regiões agrárias, raramente correspondem à diversidade de tipos de solo, morfologia de terreno, estrutura e dimensão da propriedade ou acesso à água. Na bio-região da Margem Esquerda do Guadiana coexistem vários exemplos desta diversidade: os solos férteis dos barros de Beja e os litossolos esqueléticos da Serra de Serpa e Mértola; áreas planas de Serpa, Moura e Amareleja e as vertentes declivosas da Serra de Barrancos; o fácil e barato acesso à água no perímetro de rega do Alqueva com a vulnerabilidade às oscilações de precipitação nas Serras ou no Campo.

No entanto, os instrumentos de planeamento e medidas de apoio tratam estas realidades como categorias uniformes: ou estão na região do ‘Alentejo’, ou no distrito de Beja, ou na bio-região da Margem Esquerda do Guadiana, ou dentro ou fora do Parque Natural do Vale do Guadiana. Cada parcela ou exploração, em função do seu enquadramento nesta estrutura, terá acesso a diferentes medidas de apoio, critérios de elegibilidade ou restrições a práticas de gestão, mesmo que isso resulte na aplicação de critérios tecnicamente idênticos a contextos que respondem de forma distinta. Este desalinhamento entre ‘fronteiras’, apesar de garantir a eficácia da aplicação dos programas e a atingir as metas de execução orçamental, compromete os desígnios de protecção dos recursos naturais que muitas destas medidas

procuram atingir. Ao privilegiar regras fixas e categorias homogêneas, substitui-se a avaliação das necessidades locais e da capacidade de resposta dos ecossistemas pela eficiência administrativa.

Esta incongruência pode explicar, em parte, porque práticas de conservação tenham pouca expressão em detrimento de modelos de produção intensiva, mesmo em áreas menos produtivas: não é que as práticas sejam, por definição, intensivas, mas talvez porque dentro de uma mesma região, práticas que permitem conservação de solo num local podem desencadear processos de degradação noutra. Neste caso, o grande desafio é encontrar uma forma de conseguir integrar a complexidade e heterogeneidade das oportunidades e desafios dentro de cada contexto territorial, sem comprometer a capacidade de executar orçamentos nem sobrecarregar a capacidade de resposta dos organismos que planeiam e executam estes programas. Incorporar questões de escala e função no planeamento e gestão do território exige uma mudança de perspectiva: passar de critérios prescritivos para critérios dinâmicos baseados no funcionamento ecológico e resposta real dos ecossistemas, reconhecendo tanto a heterogeneidade como a variabilidade temporal e espacial das dinâmicas territoriais. Pensar sobre esta mudança pode iniciar-se com três pilares complementares: gestão funcional, critérios adaptativos e um modelo de governança.

Os instrumentos de gestão do território podem evoluir do conceito de limites rígidos, definidos por limites administrativos ou tipos de uso do solo, para incluir também critérios funcionais baseados no potencial dos diferentes serviços de ecossistema (Balzan et al., 2018; Fahrig et al., 2011; Lindborg et al., 2017; Roux et al., 2025). Assim, para além da divisão mais tradicional de medidas para a ‘agricultura’ ou para a ‘floresta’, poder-se-ia incluir a noção de áreas de sequestro de carbono, ou de promoção da conectividade dos ecossistemas, ou da conservação de modos de produção tradicionais. A título de exemplo, tomem-se duas áreas distintas de produção cerealífera na Margem Esquerda do Guadiana: de um lado, os Barros de Beja, onde os solos são mais férteis, mais profundos, os terrenos são mais planos e a propriedade é menos fragmentada; do outro, o montado da Serra de Serpa e Mértola, onde os solos são pobres e delgados, os terrenos declivosos e a estrutura da propriedade, ainda herdada das divisões dos baldios, é de pequena dimensão e muito fragmentada.

O exemplo dos Barros será mais produtivo em dois sentidos: do ponto de vista financeiro, por conseguir produzir mais quantidade de cereal por unidade de área e por

garantir mais economias de escala, e do ponto de vista ambiental, por produzir mais com menos potencial de degradação do solo. Assegura um maior rendimento económico imediato sem produzir externalidades negativas da perda de solo, mesmo em rotações intensivas de um ano de cereal seguido de um ano de leguminosas ou pousio. O exemplo da Serra de Serpa e Mértola será o oposto: produz menos cereal, com os mesmos custos fixos de fertilização, maquinaria, combustível ou trabalho, menos economias de escala e, na mesma rotação cereal-pousio, produz externalidades negativas da erosão hídrica e degradação do solo. No paradigma vigente da valorização dos serviços de ecossistema, em que um terreno vale tanto quanto o que consegue produzir menos o que gasta para produzi-lo, se a parcela nos Barros obtiver um rendimento líquido três vezes superior à da Serra, valerá três vezes mais.

Se for atribuído um valor monetário a cada tonelada de solo perdida por erosão hídrica ou à redução no teor de matéria orgânica ao longo do tempo e isso entrar nas contas de produção, a diferença aprofunda-se. A partir de um determinado limiar de degradação, não só o rendimento é inferior como também fica comprometido no futuro e uma parcela de baixo rendimento torna-se uma parcela em prejuízo. Neste caso, importa olhar para outros serviços de ecossistema e, em vez de tentar manter o tipo de uso em áreas com aptidões totalmente diferentes nos serviços de produção, ver qual a posição de cada uma destas áreas numa cadeia de valor mais ampla.

Nos Barros, existe valor nos serviços de produção, mas também no suporte à biodiversidade, como por exemplo das aves de rapina que utilizam os campos abertos para caçar, ou nos serviços culturais da paisagem da 'planície dourada' frequentemente associada ao Alentejo. Na Serra, os solos pobres e degradados são tanto necessidade como oportunidade de serviços de regulação através da regeneração de solo e sequestro de carbono, e isso pode estar associado não só a diferentes serviços de suporte à biodiversidade (por exemplo do mato mediterrâneo), mas também a outra cadeia de valor de serviços de provisão: produtos locais associados aos matos como o mel, as ervas aromáticas, os óleos essenciais, ou os produtos associados ao montado (cereais, legumes, gado ovino) associados a práticas de conservação do solo como rotações e pousios mais longos.

O modelo conceptual da Figura 68 sublinha que cada contexto permite diferentes posições na capacidade de sequestro de carbono no solo. Reconhecer a cadeia de valor dos serviços de ecossistema de provisão, regulação, suporte e culturais no complexo mosaico das

paisagens agrárias exige valorizar parâmetros que o mercado, por si, não valoriza. Nestes casos, as mesmas políticas públicas e estratégias de financiamento que tentam colmatar as diferenças de rendimento entre áreas mais produtivas e áreas menos produtivas podem ser ajustadas para corrigir estas falhas no mercado. Para isso, importa adoptar critérios adaptativos ajustados às cadeias de valor à escala da paisagem, que complementem ou corrijam os limites fixos de encabeçamento, mobilização ou rotações de culturas, baseados em indicadores funcionais directamente relacionados com o estado e o funcionamento dos ecossistemas: teor de carbono orgânico, capacidade de retenção de água, microbiologia e perda de solo, diversidade florística e desenvolvimento estrutural da vegetação, entre outros, permitem não só medir a qualidade dos serviços de ecossistema mas também avaliar a sua evolução e ajustar de forma dinâmica as medidas e mecanismos de apoio.

No entanto, esta abordagem choca com um dos desafios identificados anteriormente: as estruturas e organismos que desenham e aplicam estes programas estão limitadas na sua capacidade de dar resposta e ajustar o seu comportamento e a sua estratégia à enorme complexidade dos agro-ecossistemas em Portugal. Neste caso, a Geografia tem um contributo potencial muito importante ao estudar territórios, escalas e processos no quadro natural e na ocupação humana. Para isso, é necessário regressar a uma Geografia de território, física e humana, onde os sistemas de monitorização e informação geográfica apoiados em dados de observação da terra e medições de campo coexistem com a análise das mudanças de uso e ocupação do solo e o estudo das dinâmicas sociais, económicas, políticas e culturais. Assim, seria possível informar estratégias de planeamento e gestão do território mais fiéis à realidade no campo e à complexidade de processos e interações a diferentes escalas.

Assim, é necessário um modelo de governança abrangente que englobe três dimensões principais a diferentes escalas: 1) a ciência, através do estudo dos territórios e dos ecossistemas desde os processos na interface atmosfera-planta-solo até às dinâmicas territoriais mais amplas, passando pela dinâmica de vertentes, bacias hidrográficas, gestão da propriedade e estrutura e evolução da paisagem; 2) a política, que garanta um modelo de articulação entre o conhecimento científico e a prática no campo, corrigindo as falhas no mercado e promovendo um modelo de planeamento e gestão territorial sustentáveis; e 3) a prática, no campo, onde tudo isto é aplicado e onde a gestão do solo procura simultaneamente produzir rendimento e garantir a sua continuidade no futuro. Estruturas de

concertação poderiam promover a partilha de dados, a co-avaliação de práticas e a coordenação entre instrumentos, garantindo uma justa valorização dos serviços de ecossistema que produz economias agrárias rentáveis e promovendo a coesão territorial.

Toda esta cadeia torna-se mais complexa em cenário de mudança climática. Considerar cenários futuros é hoje uma condição indispensável para o planeamento e gestão territorial, especialmente em ambientes semiáridos como o Baixo Alentejo Interior. Tendo em conta as características do solo e as taxas de sequestro de carbono na camada superficial do solo identificadas nos capítulos anteriores, o valor absoluto de mitigação climática destes ecossistemas é limitado. Contudo, a capacidade de retenção de água e desenvolvimento da vegetação nas áreas sob gestão de conservação, a resiliência de coberto nas fases mais avançadas da sucessão ecológica e a variabilidade em função de impulsos hidrológicos nos talhões mais degradados apontam para um potencial importante de adaptação.

Para isso, para além dos mecanismos de gestão adaptativa sugeridos anteriormente, também o planeamento territorial deve considerar os diferentes cenários climáticos e ser capaz de antecipar como estes influenciam o potencial funcional das diferentes partes do território ao longo do tempo. O conceito de histerese ecológica apresentado em conjunto com o modelo conceptual da recuperação de ecossistemas após o abandono da actividade agrícola (Figura 108) – onde diferentes pontos de partida criariam diferentes ritmos e trajectórias de recuperação ao longo do tempo (Cayuela et al., 2008; Crawford et al., 2022) – pode ser invertido para, numa matriz de gestão funcional, cada ponto de partida gerar um leque de pontos de chegada em função dos cenários climáticos e dos respectivos impactos nos serviços de ecossistema e na cadeia de valor associada. Por exemplo, um modelo de manutenção do montado de azinho através de rotações de conservação como a da Herdade de Vale Formoso pode ser viável hoje e manter os serviços de ecossistema da criação de gado, conservação do solo e manutenção da paisagem do montado, mas não o ser num cenário futuro de aridez crescente.

Este tipo de planeamento implica a prospectiva através da integração de modelos climáticos, bases de dados regionais actualizadas com amostras de campo e cartografia de uso e ocupação do solo, dados de observação da terra, e a perspectiva dos diferentes agentes territoriais para simular respostas potenciais e identificar áreas de risco e oportunidade. Este planeamento adaptativo deve alavancar o conhecimento existente sobre modelação de

sistemas ecológicos (*Ecological Modelling*) e modelação baseada em agentes (*Agent-Based Modelling*), enquanto procura reduzir a distância entre a modelação estocástica positivista e abordagens conceptuais aos sistemas socio-ecológicos. Para isso, importa considerar três níveis de decisão: 1) local, onde se definem as práticas a aplicar no campo; 2) regional, onde se gere a distribuição, localização e integração dos diferentes serviços de ecossistema à escala da paisagem; 3) estratégico, onde se definem os incentivos e a política pública de acordo com os objectivos e necessidades de acordo com as decisões tomadas pelas estruturas de poder democraticamente eleitas.

VII.4. Recomendações para as políticas públicas

Devido ao seu papel de interface entre os sistemas naturais e a utilização humana, o solo deve ser o elemento central das políticas públicas de mitigação e adaptação à mudança climática e combate à desertificação. A gestão pública dos recursos naturais com base na conservação e regeneração do solo tem o potencial de produzir externalidades positivas em toda a cadeia de valor dos serviços de ecossistema. Para isso, é necessário um quadro regulatório, incentivos económicos e apoio técnico orientado nesse sentido.

Uma das primeiras prioridades deve ser a prevenção de práticas de gestão que resultam na degradação do solo, com especial foco em áreas mais vulneráveis aos efeitos da mudança climática. A mobilização de vertentes declivosas e a remoção de coberto vegetal geram situações de solo a descoberto que conduzem a processos erosivos, condicionando os serviços de regulação e suporte. Estas áreas devem ter um acompanhamento contínuo através de sistemas de monitorização que permitam avaliar e regular as práticas de gestão e cumprir com compromissos como o de neutralidade da degradação das terras (*LDN – Land Degradation Neutrality*).

Complementar a isto, é necessária uma arquitectura de incentivos positivos que recompense práticas de gestão de conservação, isto é, que atribua valor monetário aos serviços de ecossistema de regulação não valorizados no mercado livre. Esquemas como o pagamento por serviços de ecossistema (*PES – Payment of Ecosystem Services*) como os mercados de carbono ou os créditos da biodiversidade podem ser ferramentas úteis nesse sentido, desde que orientados para resultados verificáveis, monitorizáveis, adicionais e permanentes (Biggs et al., 2021; Le et al., 2024). O sequestro de carbono é um indicador adequado para estruturar estes mecanismos, mas deve ser integrado com co-benefícios explícitos e mesuráveis, sob pena de substituir um esquema que se limita a valorizar os serviços de ecossistema de produção, por um esquema de financeirização dos serviços de ecossistema de regulação.

Neste contexto, podem coexistir dois tipos de modelos: 1) pagamentos baseados no apoio à adopção de práticas de conservação; 2) pagamentos baseados em resultados, onde a remuneração depende de indicadores verificados, como o sequestro de carbono ou métricas de biodiversidade e capacidade de retenção de água. O primeiro modelo é semelhante ao já existente no âmbito dos financiamentos à produção agrícola descritos no capítulo II.2.5 e são

especialmente importantes durante as primeiras fases de aplicação do quadro regulatório, pois permitem ultrapassar questões relacionadas com o financiamento da mudança, a desconfiança dos agentes ou a inércia entre a aplicação de medidas e os primeiros resultados mesuráveis. O segundo modelo é semelhante ao previsto para o Mercado Voluntário do Carbono Português (MVCP)⁶², mas que deve ser revisto e ajustado às realidades específicas dos sectores para além da floresta de produção.

A adopção de práticas de conservação exige tempo, conhecimento e disponibilidade financeira. Muitos sistemas agrícolas em solos pobres e degradados não dispõem da escala ou rendimento líquido necessários à mudança de uso ou formas de gestão sem comprometer a viabilidade económica no imediato. A política pública deve, por isso, prever apoios específicos à transição que englobem apoio financeiro, assistência técnica e formação. Neste sentido, a preservação, actualização e criação de novos centros experimentais e as parcerias entre agricultores e centros de investigação são essenciais para acelerar a produção de conhecimento e a difusão de práticas de conservação ajustadas aos diferentes contextos territoriais.

O Centro Experimental de Erosão de Vale Formoso (CEEVF) é um exemplo da importância deste tipo de abordagem e do potencial a médio-longo prazo: entre 1961 e o final da década de 1980, a investigação focou-se em práticas de conservação do solo na cultura dos cereais através de diferentes rotações (anos 1960-80); no final da década de 1980 e durante os anos 1990 e início do século XXI, os talhões contribuíram para estudar o fenómeno da desertificação; mais recentemente, o esquema experimental está a ser utilizado para estudar as trajectórias de recuperação ecológica após o abandono da actividade agrícola em função de diferentes legados de uso e degradação do solo.

A diversidade de trajectórias de transição identificadas na Margem Esquerda do Guadiana pode ser um ponto de partida para exemplificar, na prática, o potencial papel das políticas públicas no conceito de gestão funcional descrito anteriormente. Considerando as diferenças entre subáreas identificadas no capítulo II.1.2 e seguintes e os modelos conceptuais

⁶² Instituído pelo Decreto-Lei n.º 4/2024, de 5 de Janeiro, e lançado ao público no dia 24 de Outubro de 2025 com uma metodologia aprovada para o sequestro de carbono em novas florestações, disponível em www.mvcarbono.pt

apresentados na Figura 68 e na Figura 108 é possível distinguir três tipos de estratégias de gestão possíveis:

1) Intensificação sustentável: nas áreas de elevada aptidão produtiva, quer pela produtividade agrícola nos barros de Serpa-Pias, quer pelo elevado valor acrescentado dos olivais de Moura-Brinches, podem ser integrados em modelos de intensificação sustentável que procurem maximizar o valor económico das produções, mas devem ser acompanhados por medidas que tentem limitar a perda de solo, biodiversidade e homogeneização da paisagem associadas a estes modos de produção.

2) Extensificação e conservação activa: nas áreas de solos pobres e degradados, como a Serra de Serpa e Mértola ou a Serra de Barrancos, a prioridade pode ser a manutenção de sistemas de produção tradicional e da paisagem do montado, mas adequando as práticas de gestão de forma a evitar a degradação do solo, através de gestão das rotações, encabeçamento e duração do pousio, garantindo um equilíbrio entre serviços de produção, regulação e culturais. Instrumentos de certificação territorial podem reforçar esta estratégia, se esse reconhecimento contribuir para a valorização dos produtos locais, como forma de compensar no mercado a quebra no rendimento a curto prazo da extensificação produtiva.

3) Recuperação de ecossistemas e conservação do capital natural: os vales do Guadiana e do Chança, onde os solos são mais pobres, as vertentes mais declivosas e o acesso mais difícil, o abandono da actividade agrícola tem vindo a aumentar desde o final da Campanha do Trigo. Estas áreas, totalmente desadequadas à produção agrícola, são essenciais para maximizar os serviços de ecossistema de regulação climática e hidrológica, suporte à biodiversidade, conectividade ecológica e preservação da paisagem do bosque regional. O enquadramento destas áreas no âmbito de programas de conservação da natureza, como o Parque Natural do Vale do Guadiana, ou rede Natura 2000, pode ser complementado com outros esquemas de pagamento por serviços de ecossistemas baseado em indicadores de desempenho como a evolução do coberto vegetal e sequestro de carbono no solo.

A eficácia da aplicação dos princípios propostos ao longo deste capítulo depende da capacidade de monitorizar, avaliar e ajustar continuamente as estratégias delineadas. Em regiões de elevada heterogeneidade funcional e ecológica, como a Margem Esquerda do Guadiana, a gestão dos recursos naturais e dos serviços de ecossistema requer instrumentos de observação permanentes e processos de decisão baseados em evidência. Os sistemas de

monitorização e a gestão adaptativa devem ser, portanto, mecanismos estruturais no planeamento e gestão do território. A criação destes sistemas deve assentar numa combinação entre a observação da terra e dados de campo, integrando indicadores como o coberto e estrutura da vegetação, produtividade primária, teor de carbono na biomassa e no solo, estrutura e evolução da paisagem, dinâmica erosiva e hidrológica à escala das bacias hidrográficas, entre outros⁶³.

A observação da terra oferece um meio custo-eficaz para acompanhar variações sazonais e tendências no longo prazo no comportamento dos ecossistemas e da paisagem, através de índices de vegetação com base em sensores ópticos passivos, ou modelos digitais baseados em sensores activos LiDAR ou radar. Estes dados devem ser acompanhados por medições de campo para garantir a calibração e validação dos modelos. A validação de campo pode ser feita com duas abordagens: de forma sistemática e planeada, como por exemplo os levantamentos que já são feitos no âmbito do programa LUCAS (Orgiazzi et al., 2018), garantindo critérios homogéneos e comparáveis, mas por um custo mais elevado; ou com base na agregação de diferentes colaborações locais, como no caso da base de dados INFOSOLO (Ramos et al., 2017), onde o custo está diluído em diferentes projectos, em troca da variedade de métodos de recolha e análise dos dados e da dimensão temporal.

Por fim, a consolidação de gestão adaptativa requer a criação de plataformas regionais de partilha de conhecimento, onde os diferentes agentes (agricultores, técnicos, investigadores e decisores políticos) possam trocar considerações com base nos resultados obtidos no campo. Estas plataformas devem funcionar como espaços de aprendizagem colectiva, onde o conhecimento científico e o conhecimento local são promovidos com base numa cultura de gestão colaborativa do território. Esta abordagem participativa já é amplamente utilizada em diferentes projectos, mas com expressão prática no campo limitada, que pode ser mitigada de duas maneiras: promovendo uma articulação na frequência, quantidade, objectivos e métodos entre os vários processos, através de um quadro-comum que permita uma identificação de actores mais eficaz e evite a fadiga por repetição; e criando

⁶³ Actualmente, está a ser desenvolvido por Carlos Álvaro (2023-2026) um projecto nesse sentido: “Sistema Municipal de Monitorização do Carbono: Quantificação e Inventariação através de proxies obtidos por Deteção Remota”, <https://doi.org/10.54499/2023.02498.BDANA> (FCSH-UNL / CICS.NOVA), combina dados de observação da terra e validação de campo para criar um sistema de monitorização do teor de carbono na biomassa à escala municipal.

mecanismos de acompanhamento vinculativos baseados em resultados, para garantir a continuidade do processo no campo.

A combinação entre monitorização, avaliação de impacto e partilha de conhecimentos constitui o núcleo-duro de um modelo de gestão adaptativa para um planeamento territorial que considere a totalidade da cadeia de valor dos serviços de ecossistema, a complexidade dos territórios e os desafios do futuro. Passar de uma gestão territorial assente em critérios fixos para uma visão adaptativa, que considere as dimensões ecológica e funcional e seja capaz de acautelar diferentes cenários climáticos, pode ser o ponto de partida para um planeamento capaz de responder às necessidades actuais e aos desafios futuros de um sistema complexo como é o território.

NOTAS FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

O uso e a gestão do solo são dois dos elementos centrais para compreender os efeitos da actividade humana sobre o quadro natural a diferentes escalas. Este trabalho procurou demonstrar que, na Margem Esquerda do Guadiana, as diferentes trajectórias de transformação das últimas décadas criaram um mosaico heterogéneo de tipos de uso e formas de gestão que se traduzem numa importante complexidade territorial relacionada com os serviços de ecossistema, em particular o carbono no solo. Dentro desta região, os tipos de uso e gestão do solo em áreas de solos pobres e degradados como a Serra de Serpa e Mértola cria uma variabilidade muito grande entre parcelas com padrões críticos de intensificação e degradação do solo e parcelas em recuperação espontânea após o abandono da actividade agrícola. A recuperação dos ecossistemas pós-abandono foi analisada ao longo dos últimos capítulos através de um estudo experimental com base em diferentes pontos de partida, legados de degradação e tempos de recuperação.

Esta tese procurou contribuir para o conhecimento em Geografia e Planeamento Territorial através dos dois modelos conceptuais resultantes do estudo de diferentes processos espaciais (mudanças de uso do solo, dinâmicas de carbono em diferentes tipos de uso e gestão, e recuperação ecológica pós-abandono) a quatro escalas de análise (região, paisagem, propriedade e vertente). Para isso, foram utilizados diferentes métodos, desde análises espaciais simples com recursos a dados de uso e ocupação do solo e dados obtidos por detecção remota, medições de campo e análise laboratorial, levantamentos florísticos, e fotogrametria. A integração destes diferentes métodos, temas e escalas temporais e espaciais permite uma análise de maior pormenor, mas foi um desafio que, por natureza, cria algumas limitações que importa reconhecer.

Em primeiro lugar, este trabalho assenta numa área de estudo relativamente limitada no território, mas que permite uma análise mais aprofundada e informada acerca da história das transformações territoriais nas últimas décadas. Isto limita a generalização dos resultados obtidos, mas, em última análise, não é esse o objectivo de um estudo desta natureza. As trajectórias de transformação sistematizadas entre áreas de ‘intensificação’, ‘extensificação’ e ‘abandono’ não são possíveis de extrapolar para outros contextos onde o quadro natural e a história da ocupação humana sejam distintos. No entanto, este trabalho oferece um modelo

metodológico e interpretativo para essas transformações que pode ser aplicado a outros territórios e servir de base para informar decisões de planeamento e gestão do território.

Por outro lado, as análises de solo centraram-se apenas nos horizontes superficiais, estando mais directamente expostos aos processos erosivos, mobilização, pisoteio, entre outros, e por concentrarem uma parte importante da matéria orgânica. Esta opção é coerente com o estudo dos processos à superfície na interface atmosfera-planta-solo, mas deixa em aberto as dinâmicas de carbono em profundidade, como o papel dos diferentes tipos de uso e gestão na distribuição e estabilização do carbono nos diferentes horizontes. Neste sentido, os valores aqui apresentados são estimativas parciais do teor de carbono no solo, correspondendo a uma camada crítica do sistema, mas não à totalidade do sumidouro potencial.

A avaliação quantitativa do teor de carbono no solo e da sua variabilidade espacial está sujeita a incertezas que importa reconhecer. As estimativas dependem de medições de densidade aparente, da representatividade das amostras dentro de cada parcela/talhão, das opções de generalização espacial e dos pressupostos inerentes aos métodos laboratoriais utilizados. Embora se tenham adoptado procedimentos de amostragem e de tratamento de dados coerentes com a literatura e com as boas práticas, persiste sempre uma margem de incerteza associada à heterogeneidade intrínseca dos solos e dos cobertos vegetais, especialmente em sistemas mais perto de valores extremos (áreas muito degradadas ou matos espontâneos mais desenvolvidos), ou com práticas de gestão que induzam variabilidade interna (rotações curtas de mobilização e pastoreio).

Esta tese assume o carbono no solo como fio condutor analítico e como métrica central da avaliação, ainda que sempre articulada com outros processos à superfície como o coberto vegetal, a erosão, ou o uso e gestão do solo. Esta escolha foi deliberada, devido ao papel essencial do carbono no solo para a mitigação e adaptação à mudança climática e combate à desertificação, e pelo seu papel transversal a toda a cadeia de valor de serviços de ecossistema. No entanto, essa mesma escolha implica que outras dimensões, como a biodiversidade, estrutura da paisagem, valores culturais, entre outras associados aos agro-ecossistemas, sejam apenas parcialmente abordadas. O trabalho mostrou, por exemplo, que trajectórias de recuperação de carbono se associam a alterações significativas na composição florística e na estrutura da vegetação, mas não explorou em detalhe o significado destas

mudanças para a diversidade biológica, para as cadeias tróficas ou para a conectividade ecológica a outras escalas. Assim, pode haver o risco de reduzir leituras territoriais complexas a um indicador único, por mais relevante que seja. Procurou, contudo, contornar este risco através de uma leitura mais contextualizada dos resultados, por vezes longa e complexa por defeito de redacção, mas com o intuito de não simplificar demasiado os processos que, especialmente à escala dos talhões, podem ter explicações mais complexas do que a simples causa-efeito ou medidas estatísticas de correlação e significância.

Estas limitações abrem um conjunto de pistas para investigação futura. Uma primeira pode passar por aprofundar as dinâmicas de carbono em profundidade e ao longo do tempo nos diferentes tipos de uso e gestão. Para além disso, seria interessante alargar o estudo a outras áreas da Margem Esquerda para além da Serra de Serpa e Mértola, como por exemplo os olivais no perímetro do Alqueva. Seria interessante avaliar como é que episódios extremos, como secas prolongadas ou precipitações intensas, afectam a redistribuição do carbono em profundidade e ao longo das vertentes nos diferentes tipos de sistemas.

Ao longo deste trabalho foi referida a importância de mosaicos de diferentes tipos de uso e situações de coberto, com o montado como sistema produtivo e com potencial de conservação dos recursos naturais. Uma segunda linha de investigação futura consiste em integrar o carbono no solo como elemento central dos serviços de ecossistema à escala da paisagem, através de trabalhos que combinem métricas de estrutura e evolução da paisagem (tamanho e forma das manchas, conectividade, entre outros) com indicadores de serviços de ecossistema (sequestro de carbono, biodiversidade, regulação hidrológica, microclima, entre outros), para avaliar de forma mais completa as diferentes trajectórias de transformação identificadas. Esta perspectiva abriria espaço a modelos que articulassem a dimensão espacial (como se organiza a paisagem) e a dimensão funcional (que serviços são prestados e onde), com impacto directo na forma como se pensa e gere o território. No entanto, qualquer uma destas duas abordagens seria, por definição, trabalho para uma equipa mais alargada.

Outra linha de investigação interessante seria integrar esta abordagem de diferentes escalas e processos com os mais recentes paradigmas da modelação espacial e climática. Assim, a lógica que foi sendo desenhada ao longo deste trabalho (região – paisagem – propriedade/parcela – vertente/talhão) pode ser modelada no sentido inverso: diferentes estudos experimentais à escala da vertente/bacia podem servir para informar modelos de

recuperação ecológica a escalas superiores, permitindo simular em diferentes cenários o potencial de recuperação dos ecossistemas pós-abandono ou o comportamento de diferentes tipos de uso e práticas de gestão. Integrar os dados empíricos como os descritos e discutidos ao longo desta tese, com modelos matemáticos de processos biofísicos e, para além destes, com a modelação de uso e ocupação do solo com base em agentes e cenários climáticos futuros, representa um desafio científico multidisciplinar importante para a análise e compreensão de sistemas territoriais complexos.

Por fim, este trabalho procura dar lugar à possibilidade de outros projectos aplicados, com impacto no terreno, que vão para além do grande leque de possibilidades de investigação fundamental. Um exemplo disso seria a criação de sistemas de monitorização de serviços de ecossistemas que articulem as diferentes escalas espaciais e temáticas desenvolvidas ao longo deste trabalho, ampliadas através da inclusão de outros indicadores, como o carbono na biomassa, ou integrando os métodos e resultados obtidos à escala dos talhões a outras escalas superiores. Estes sistemas poderiam ser desenhados em articulação com as diferentes escalas de gestão territorial (regional, municipal, parque natural) entidades de conservação da natureza e associações de produtores, de modo a incluir informação nas diferentes escalas espaciais e tipos de uso /ocupação do solo, resultando em ferramentas com utilidade prática e validação no campo. Outro exemplo seria apoiar a fundamentação de esquemas de pagamentos por serviços de ecossistema, como por exemplo o Mercado Voluntário do Carbono, que avaliem e valorizem os co-benefícios para além da mitigação climática e combatam os riscos de perdas não-acauteladas e de *greenwashing*.

O percurso desenvolvido ao longo desta tese permite reafirmar três mensagens fundamentais: 1) as trajectórias de mudança de uso e as práticas de gestão são o grande factor diferenciador no teor de carbono no solo e estão intimamente ligadas à capacidade de fornecimento de serviços de ecossistema com valor de mitigação e adaptação climática; 2) existem trajectórias visíveis de conservação do solo e recuperação de ecossistemas mesmo em solos pobres e degradados; 3) a passagem do conhecimento empírico no campo à acção territorial requer instrumentos de planeamento e políticas públicas capazes de integrar o solo e os serviços de ecossistema que lhe estão associados como eixos estruturantes. Todas estas ideias devem contribuir para a promoção da resiliência territorial com vista a uma efectiva gestão do território num cenário de mudança climática.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aba, S. C., Ndukwe, O., Amu, C. J., & Baiyeri, K. P. (2017). The role of trees and plantation agriculture in mitigating global climate change. *African Journal of Food, Agriculture, Nutrition and Development*, 17(ue 4), 12691–12707. <https://doi.org/10.18697/ajfand.80.15500>
- Abadie, J., Dupouey, J.-L., Salvaudon, A., Gachet, S., Videau, N., Avon, C., Dumont, J., Tatoni, T., & Bergès, L. (2021). Historical ecology of Mediterranean forests: Land use legacies on current understorey plants differ with time since abandonment and former agricultural use. Em *Journal of Vegetation Science* (Vol. 32, Número 1). <https://doi.org/10.1111/jvs.12860>
- Acosta, L. A., Rounsevell, M. D. A., Bakker, M., Doorn, A. V., Gómez-Delgado, M., & Delgado, M. (2014). An Agent-Based Assessment of Land Use and Ecosystem Changes in Traditional Agricultural Landscape of Portugal. *Intelligent Information Management*, 6(2), Artigo 2. <https://doi.org/10.4236/iim.2014.62008>
- Agüera, E., & de la Haba, P. (2021). Climate Change Impacts on Sunflower (*Helianthus annuus* L.) Plants. *Plants*, 10(12), Artigo 12. <https://doi.org/10.3390/plants10122646>
- Aguilera, E., Lassaletta, L., Gattinger, A., & Gimeno, B. S. (2013). Managing soil carbon for climate change mitigation and adaptation in Mediterranean cropping systems: A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 168, 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.02.003>
- Aguilera-Huertas, J., Lozano-García, B., González-Rosado, M., & Parras-Alcántara, L. (2021). Effects of Management and Hillside Position on Soil Organic Carbon Stratification in Mediterranean Centenary Olive Grove. *Agronomy*, 11(4), Artigo 4. <https://doi.org/10.3390/agronomy11040650>
- Alaboz, P., & Dengiz, O. (2024). Evaluation of the soil carbon sequestration potential and toward digital soil mapping under semi-arid Mediterranean ecological condition. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 9(2), 997–1007. <https://doi.org/10.1007/s41207-024-00512-4>

- Alaoui, M. L., & Novo, F. G. (2005). Vegetation diversity, structure and dynamics in two contrasted mediterranean mountain landscapes: Land use abandonment in North versus increasing human pressure in South. *ACTA BOTANICA GALLICA*, 152(4), 457–464.
<https://doi.org/10.1080/12538078.2005.10515506>
- Alghamdi, A. (2024). A Almond (*Prunus dulcis*) Comprehensive overview of cultivars, requirements and fields Management. *Journal of King Abdulaziz University: Meteorology, Environment and Arid Land Agriculture*, 33(1), Artigo 1.
- Almagro, M., López, J., Boix-Fayos, C., Albaladejo, J., & Martínez-Mena, M. (2010). Belowground carbon allocation patterns in a dry Mediterranean ecosystem: A comparison of two models. *Soil Biology and Biochemistry*, 42(9), 1549–1557.
<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.05.031>
- Amelung, W., Bossio, D., de Vries, W., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Amundson, R., Bol, R., Collins, C., Lal, R., Leifeld, J., Minasny, B., Pan, G., Paustian, K., Rumpel, C., Sanderman, J., van Groenigen, J. W., Mooney, S., van Wesemael, B., Wander, M., & Chabbi, A. (2020). Towards a global-scale soil climate mitigation strategy. *Nature Communications*, 11(1), 5427.
<https://doi.org/10.1038/s41467-020-18887-7>
- Arnaez, J., Lasanta, T., Errea, M. P., & Ortigosa, L. (2011). Land abandonment, landscape evolution, and soil erosion in a Spanish Mediterranean mountain region: The case of Camero Viejo. Em *Land Degradation and Development* (Vol. 22, Número 6, pp. 537–550).
<https://doi.org/10.1002/ldr.1032>
- Arnau-Rosalén, E., Calvo-Cases, A., Boix-Fayos, C., Lavee, H., & Sarah, P. (2008). Analysis of soil surface component patterns affecting runoff generation. An example of methods applied to Mediterranean hillslopes in Alicante (Spain). *Geomorphology*, 101(4), 595–606.
<https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2008.03.001>
- Arriagada, O., Cacciuttolo, F., Cabeza, R. A., Carrasco, B., & Schwember, A. R. (2022). A Comprehensive Review on Chickpea (*Cicer arietinum* L.) Breeding for Abiotic Stress Tolerance

- and Climate Change Resilience. *International Journal of Molecular Sciences*, 23(12), Artigo 12.
<https://doi.org/10.3390/ijms23126794>
- Arsénio, P. (2011). *Qualidade da paisagem e fitodiversidade. Contributo para o ordenamento e gestão de áreas costeiras de elevado valor natural* [doctoralThesis, ISA/UTL].
<https://repositorio.ulisboa.pt/handle/10400.5/5380>
- Aslan, C. E., Brunson, M. W., Sikes, B. A., Epanchin-Niell, R. S., Veloz, S., Theobald, D. M., & Dickson, B. G. (2021). Coupled ecological and management connectivity across administrative boundaries in undeveloped landscapes. *Ecosphere*, 12(1), e03329.
<https://doi.org/10.1002/ecs2.3329>
- Auerbach, R. (2018). Sustainable food systems for Africa. *Economia Agro-Alimentare*, 20(ue 3), 301–320. <https://doi.org/10.3280/ECAG2018-003003>
- Azcárate, F. M., & Peco, B. (2012). Abandonment of grazing in a mediterranean grassland area: Consequences for ant assemblages. Em *Insect Conservation and Diversity* (Vol. 5, Número 4, pp. 279–288). <https://doi.org/10.1111/j.1752-4598.2011.00165.x>
- Badagliacca, G., Romeo, M., Lo Presti, E., Gelsomino, A., & Monti, M. (2020). Factors Governing Total and Permanganate Oxidizable C Pools in Agricultural Soils from Southern Italy. *Agriculture*, 10(4), Artigo 4. <https://doi.org/10.3390/agriculture10040099>
- Bajocco, S., Ceccarelli, T., Smiraglia, D., Salvati, L., & Ricotta, C. (2016). Modeling the ecological niche of long-term land use changes: The role of biophysical factors. *Ecological Indicators*, 60, 231–236. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.06.034>
- Balume Kayani, I., Agumas, B., Musyoki, M., Nziguheba, G., Marohn, C., Benz, M., Vanlauwe, B., Cadisch, G., & Rasche, F. (2021). Market access and resource endowment define the soil fertility status of smallholder farming systems of South-Kivu, DR Congo. *SOIL USE AND MANAGEMENT*, 37(ue 2), 353–366. <https://doi.org/10.1111/sum.12691>

- Balzan, M. V., Caruana, J., & Zammit, A. (2018). Assessing the capacity and flow of ecosystem services in multifunctional landscapes: Evidence of a rural-urban gradient in a Mediterranean small island state. *Land Use Policy*, 75, 711–725. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.025>
- Barrena-González, J., Lozano-Parra, J., Alfonso-Torrenõ, A., Lozano-Fondón, C., Abdenmour, M. A., Cerdà, A., & Pulido-Fernández, M. (2020). Soil erosion in Mediterranean chestnut tree plantations at risk due to climate change and land abandonment. Em *Central European Forestry Journal* (Vol. 66, Número 2, pp. 85–96). <https://doi.org/10.2478/forj-2020-0015>
- Barrett, T., Dowle, M., Srinivasan, A., Gorecki, J., Chirico, M., Hocking, T., Schwendinger, B., & Krylov, I. (2025). *data.table: Extension of `data.frame`* [Manual]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.data.table>
- Basch, G., Calado, J., Barros, J. C., & Carvalho, M. (2012). Impact of soil tillage and land use on soil organic carbon decline under mediterranean conditions. *Agrociencia*. <https://www.semanticscholar.org/paper/Impact-of-soil-tillage-and-land-use-on-soil-organic-Basch-Calado/d7f4aa4ced41897a2bd73b62f601a85db45568a6>
- Baumber, A., Metternicht, G., Cross, R., Ruoso, L.-E., Cowie, A. L., & Waters, C. (2019). Promoting co-benefits of carbon farming in Oceania: Applying and adapting approaches and metrics from existing market-based schemes. Em *Ecosystem Services* (Vol. 39). <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100982>
- Beilin, R., Lindborg, R., Stenseke, M., Pereira, H. M., Llausàs, A., Slätmo, E., Cerqueira, Y., Navarro, L., Rodrigues, P., Reichelt, N., Munro, N., & Queiroz, C. (2014). Analysing how drivers of agricultural land abandonment affect biodiversity and cultural landscapes using case studies from Scandinavia, Iberia and Oceania. *Land Use Policy*, 36, 60–72. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.07.003>
- Bell, S. M. (2021, outubro 1). *Soil carbon sequestration following agricultural land abandonment in the EU* [Monograph]. IIASA. <https://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/17472/>, <https://iiasa.dev.local/>

- Bell, S. M., Terrer, C., Barriocanal, C., Jackson, R. B., & Rosell-Melé, A. (2021). Soil organic carbon accumulation rates on Mediterranean abandoned agricultural lands. Em *Science of the Total Environment* (Vol. 759). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143535>
- Benayas, J. M. R., Espigares, T., & Castro-Díez, P. (2003). Simulated effects of herb competition on planted *Quercus faginea* seedlings in Mediterranean abandoned cropland. Em *Applied Vegetation Science* (Vol. 6, Número 2, pp. 213–222). [https://doi.org/10.1658/1402-2001\(2003\)006%255B0213:seohco%255D2.0.co;2](https://doi.org/10.1658/1402-2001(2003)006%255B0213:seohco%255D2.0.co;2)
- Benayas, J. M. R., Navarro, J., Espigares, T., Nicolau, J. M., & Zavala, M. A. (2005). Effects of artificial shading and weed mowing in reforestation of Mediterranean abandoned cropland with contrasting *Quercus* species. Em *Forest Ecology and Management* (Vol. 212, Números 1–3, pp. 302–314). <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.03.032>
- Beni, C., Neri, U., Papetti, P., & Altimari, A. (2021). Natural horticultural systems in organic farming as a tool for resilience: Improvement of economic performance and prevention of soil erosion. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 45(ue 9), 1375–1398. <https://doi.org/10.1080/21683565.2021.1929657>
- Benslama, A., Lucas, I. G., Jordan Vidal, M. M., Almendro-Candel, M. B., & Navarro-Pedreño, J. (2024). Carbon and Nitrogen Stocks in Topsoil under Different Land Use/Land Cover Types in the Southeast of Spain. *AgriEngineering*, 6(1), Artículo 1. <https://doi.org/10.3390/agriengineering6010024>
- Berazneva, J., Conrad, J. M., Güereña, D. T., Lehmann, J., & Woolf, D. (2019). Agricultural Productivity and Soil Carbon Dynamics: A Bioeconomic Model. *American Journal of Agricultural Economics*, 101(4), 1021–1046. <https://doi.org/10.1093/ajae/aaz014>
- Beres, B. L., Rahmani, E., Clarke, J. M., Grassini, P., Pozniak, C. J., Geddes, C. M., Porker, K. D., May, W. E., & Ransom, J. K. (2020). A Systematic Review of Durum Wheat: Enhancing Production Systems by Exploring Genotype, Environment, and Management (G × E × M) Synergies. *Frontiers in Plant Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fpls.2020.568657>

- Berger, J. D., & Ludwig, C. (2014). Contrasting adaptive strategies to terminal drought-stress gradients in Mediterranean legumes: Phenology, productivity, and water relations in wild and domesticated *Lupinus luteus* L. *Journal of Experimental Botany*, 65(21), 6219–6229. <https://doi.org/10.1093/jxb/eru006>
- Bhattacharyya, S. S., Leite, F. F. G. D., Adeyemi, M. A., Sarker, A. J., Cambareri, G. S., Faverin, C., Tieri, M. P., Castillo-Zacarias, C., Melchor-Martinez, E. M., Iqbal, H. M. N., & Parra-Saldivar, R. (2021). A paradigm shift to CO2 sequestration to manage global warming—With the emphasis on developing countries. Em *SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT* (Vol. 790). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148169>
- Bielsa, I., Pons, X., & Bunce, B. (2005). Agricultural Abandonment in the North Eastern Iberian Peninsula: The Use of Basic Landscape Metrics to Support Planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 48(1), 85–102. <https://doi.org/10.1080/0964056042000308166>
- Biggs, N. B., Hafner, J., Mashiri, F. E., Huntsinger, L., & Lambin, E. F. (2021). Payments for ecosystem services within the hybrid governance model: Evaluating policy alignment and complementarity on California rangelands. *ECOLOGY AND SOCIETY*, 26(ue 1)). <https://doi.org/10.5751/ES-12254-260119>
- Biondi, E., Pesaresi, S., Galdenzi, D., Gasparri, R., Biscotti, N., Viscio, G. D., & Casavecchia, S. (2016). Post-abandonment dynamic on Mediterranean and sub-Mediterranean perennial grasslands: The edge vegetation of the new class *Charybdido pancratii-Asphodeletea ramosi*. Em *Plant Sociology* (Vol. 53, Número 2, pp. 3–18). <https://doi.org/10.7338/pls2016532/01>
- Black, H. I. J., Reed, M. S., Kendall, H., Parkhurst, R., Cannon, N., Chapman, P. J., Orman, M., Phelps, J., Rudman, H., Whalley, S., Yeluripati, J., & Ziv, G. (2022). What makes an operational farm soil carbon code? Insights from a global comparison of existing soil carbon codes using a structured analytical framework. *CARBON MANAGEMENT*, 13(ue 1), 554–580. <https://doi.org/10.1080/17583004.2022.2135459>

- Blackburn, J., Mooiweer, H., Parks, M., & Hutson, A. (2018). The Soil Value Exchange: Unlocking nature's value via the market. *BULLETIN OF THE ATOMIC SCIENTISTS*, 74(ues 3), 162-169.
<https://doi.org/10.1080/00963402.2018.1461974>
- Bocci, G. (2015). TR8: An R package for easily retrieving plant species traits. *Methods in Ecology and Evolution*, 6(3), 347–350.
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J., & Martínez-Mena, M. (2009). Soil carbon erosion and stock as affected by land use changes at the catchment scale in Mediterranean ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133(1), 75–85.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.05.013>
- Boix-Fayos, C., de Vente, J., Albaladejo, J., & Stocking, M. (2006). Land degradation, soil conservation and rural livelihoods A case study of the influence of financial subsidies and access to water in semi-arid Spain. Em A. Imeson (Ed.), *Soil Conservation and Protection in Europe: The way ahead*. SCAPE.
- Bonanomi, G., Idbella, M., Abd-ElGawad, A. M., Motti, R., Ippolito, F., Santorufo, L., Adamo, P., Agrelli, D., Marco, A. D., Maisto, G., & Zotti, M. (2022). Impact of prescribed burning, mowing and abandonment on a Mediterranean grassland: A 5-year multi-kingdom comparison. Em *Science of the Total Environment* (Vol. 834). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155442>
- Bonanomi, G., Incerti, G., & Allegrezza, M. (2013). Assessing the impact of land abandonment, nitrogen enrichment and fairy-ring fungi on plant diversity of Mediterranean grasslands. Em *Biodiversity and Conservation* (Vol. 22, Número 10, pp. 2285–2304).
<https://doi.org/10.1007/s10531-013-0502-8>
- Borrelli, P., Robinson, D. A., Panagos, P., Lugato, E., Yang, J. E., Alewell, C., Wuepper, D., Montanarella, L., & Ballabio, C. (2020). Land use and climate change impacts on global soil erosion by water (2015-2070). *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(36), 21994–22001. <https://doi.org/10.1073/pnas.2001403117>

- Boutasknit, A., Baslam, M., Ait-El-Mokhtar, M., Anli, M., Ben-Laouane, R., Ait-Rahou, Y., Mitsui, T., Douira, A., El Modafar, C., Wahbi, S., & Meddich, A. (2021). Assemblage of indigenous arbuscular mycorrhizal fungi and green waste compost enhance drought stress tolerance in carob (*Ceratonia siliqua* L.) trees. *Scientific Reports*, 11(1), 22835. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-02018-3>
- Brancalion, P. H. S., Guillemot, J., César, R. G., Andrade, H. S., Mendes, A., Sorrini, T. B., Piccolo, M. D. C., Peluci, M. C., Moreno, V. D. S., Colletta, G., & Chazdon, R. L. (2021). The cost of restoring carbon stocks in Brazil's Atlantic Forest. *Land Degradation and Development*, 32(ue 2), 830–841. <https://doi.org/10.1002/ldr.3764>
- Branco, A. (1998). *O contributo das florestas para o crescimento económico português: O papel do plano de povoamento florestal (1938-68)*. ISEG - GHES. <https://repositorio.ulisboa.pt/handle/10400.5/911>
- Bricca, A., Tardella, F. M., Ferrara, A., Panichella, T., & Catorci, A. (2021). Exploring assembly trajectories of abandoned grasslands in response to 10 years of mowing in sub-mediterranean context. Em *Land* (Vol. 10, Número 11). <https://doi.org/10.3390/land10111158>
- Brill, S. (2021). A story of its own: Creating singular gift-commodities for voluntary carbon markets. *Journal of Cultural Economy*, 14(ue 3), 332–343. <https://doi.org/10.1080/17530350.2020.1864448>
- Brum Ferreira, D. (2001). Evolução da paisagem de montado no Alentejo interior ao longo do século XX: Dinâmica e incidências ambientais. *Finisterra*, 36(72), 179–193. <https://doi.org/10.18055/Finis1633>
- Brun, P., Camacho, M., Perea, F., Rubio, M. J., & Rodríguez-Navarro, D. N. (2024). Characterization of Spanish chickpea genotypes (*Cicer arietinum* L.): Proximate, mineral, and phenolic compounds composition. *European Food Research and Technology*, 250(4), 1007–1016. <https://doi.org/10.1007/s00217-023-04437-0>

- Bruno, D., Sorando, R., Álvarez-Farizo, B., Castellano, C., Céspedes, V., Gallardo, B., Jiménez, J. J., López, M. V., López-Flores, R., Moret-Fernández, D., Navarro, E., Picazo, F., Sevilla-Callejo, M., Tormo, J., Vidal-Macua, J. J., Nicolau, J. M., & Comín, F. A. (2021). Depopulation impacts on ecosystem services in Mediterranean rural areas. *Ecosystem Services*, 52, 101369. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101369>
- Buisson, E., & Dutoit, T. (2004). Colonisation by native species of abandoned farmland adjacent to a remnant patch of Mediterranean steppe. Em *Plant Ecology* (Vol. 174, Número 2, pp. 371–384). <https://doi.org/10.1007/BF03543067>
- Burrell, A. L., Evans, J. P., & De Kauwe, M. G. (2020). Anthropogenic climate change has driven over 5 million km² of drylands towards desertification. *Nature Communications*, 11(1), 3853. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17710-7>
- Burrell, A. L., Evans, J. P., & Liu, Y. (2017). Detecting dryland degradation using Time Series Segmentation and Residual Trend analysis (TSS-RESTREND). *Remote Sensing of Environment*, 197, 43–57. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.05.018>
- Cáceres, M. D., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12), 3566–3574. <https://doi.org/10.1890/08-1823.1>
- Calvo-Cases, A. (2019). Spatial and temporal scales in the eco-geomorphological interactions. *Geocology and Desertification from physical to human factors*. International Symposium in memory of Prof Juan Puigdefabregas, Almeria.
- Camarena, S. (2021). Engaging with Artificial Intelligence (AI) with a Bottom-Up Approach for the Purpose of Sustainability: Victorian Farmers Market Association, Melbourne Australia. *SUSTAINABILITY*, 13(ue 16)). <https://doi.org/10.3390/su13169314>
- Campo, J., Stijssiger, R. J., Nadal-Romero, E., & Cammeraat, E. L. H. (2019). The effects of land abandonment and long-term afforestation practices on the organic carbon stock and lignin content of Mediterranean humid mountain soils. Em *European Journal of Soil Science* (Vol. 70, Número 5, pp. 947–959). <https://doi.org/10.1111/ejss.12799>

- Cantón, Y., Solé-Benet, A., de Vente, J., Boix-Fayos, C., Calvo-Cases, A., Asensio, C., & Puigdefábregas, J. (2011). A review of runoff generation and soil erosion across scales in semiarid south-eastern Spain. *Journal of Arid Environments, Deserts of the World Part IV: Iberian Southeast*, 75(12), 1254–1261. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.03.004>
- Capelo, J., Aguiar, C., & Flor, A. (2021). *A vegetação de Portugal* (1a ed). Lisboa Capital Verde Europeia 2020 Imprensa Nacional.
- Capitanio, R., & Carcaillet, C. (2008). Post-fire Mediterranean vegetation dynamics and diversity: A discussion of succession models. *Forest Ecology and Management*, 255(3), 431–439. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.010>
- Carlos Alias, J., Antonio Mejias, J., & Chaves, N. (2022). Effect of Cropland Abandonment on Soil Carbon Stock in an Agroforestry System in Southwestern Spain. *LAND*, 11(ue 3)). <https://doi.org/10.3390/land11030425>
- Carmo, M., & Domingos, T. (2021). Agricultural Expansion, Soil Degradation, and Fertilization in Portugal, 1873–1960: From History to Soil and Back Again. *Social Science History*, 45(4), 705–732. <https://doi.org/10.1017/ssh.2021.28>
- Carmona, C. P. (2014). Effects of grazing intensification and abandonment on the composition, diversity and functioning of Mediterranean grasslands; [Efectos de la intensificación y el abandono ganaderos en la composición, diversidad y funcionamiento de pastizales mediterráneos]. Em *Ecosistemas* (Vol. 23, Número 1, pp. 73–78). <https://doi.org/10.7818/ECOS.2014.23-1.13>
- Carranca, C., Pedra, F., & Madeira, M. (2022). Enhancing Carbon Sequestration in Mediterranean Agroforestry Systems: A Review. *Agriculture*, 12(10), Artigo 10. <https://doi.org/10.3390/agriculture12101598>
- Carrer, D., Pique, G., Ferlicoq, M., Ceamanos, X., & Ceschia, E. (2018). What is the potential of cropland albedo management in the fight against global warming? A case study based on the

- use of cover crops. *Environmental Research Letters*, 13(4), 044030.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aab650>
- Carton, W. (2020). *Carbon Unicorns and Fossil Futures: Whose Emission Reduction Pathways Is the IPCC Performing?* <https://doi.org/10.36019/9781978809390-003>
- Carvalho, N., Reichstein, M., Ciais, P., Collatz, G. J., Mahecha, M. D., Montagnani, L., Papale, D., Rambal, S., & Seixas, J. (2010). Identification of vegetation and soil carbon pools out of equilibrium in a process model via eddy covariance and biometric constraints. *Global Change Biology*, 16(10), 2813–2829. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02173.x>
- Casals, P., Garcia-Pausas, J., Montané, F., Romanyà, J., & Rovira, P. (2010). Root decomposition in grazed and abandoned dry Mediterranean dehesa and mesic mountain grasslands estimated by standard labelled roots. In *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 139, Número 4, pp. 759–765). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.10.013>
- Castro, J., Zamora, R., & Hódar, J. A. (2006). Restoring *Quercus pyrenaica* forests using pioneer shrubs as nurse plants. *Applied Vegetation Science*, 9(1), 137–142. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2006.tb00663.x>
- Cayuela, L., Rey Benayas, J. M., Maestre, F. T., & Escudero, A. (2008). Early environments drive diversity and floristic composition in Mediterranean old fields: Insights from a long-term experiment. *Acta Oecologica*, 34(3), 311–321. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2008.06.006>
- Cenkseven, Ş., Kızıldağ, N., Koçak, B., Sağlıker, H., & Darıcı, C. (2017). Soil Organic Matter Mineralization under Different Temperatures and Moisture Conditions in Kizildag Plateau, Turkey. *SAINS MALAYSIANA*, 46. <https://doi.org/10.17576/jsm-2017-4605-11>
- Cerdà, A., Rodrigo-Comino, J., Novara, A., Brevik, E. C., Vaezi, A. R., Pulido, M., Giménez-Morera, A., & Keesstra, S. D. (2018). Long-term impact of rainfed agricultural land abandonment on soil erosion in the Western Mediterranean basin. In *Progress in Physical Geography* (Vol. 42, Número 2, pp. 202–219). <https://doi.org/10.1177/0309133318758521>

- Cerqueira, H. (2021). *Sequestro de Carbono no Solo: Mitigação das Alterações Climáticas em Ecossistemas Mediterrâneos* [Universidade Nova de Lisboa—Faculdade de Ciências Sociais e Humanas. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.24240.28167>
- Cerqueira, H. M., Roxo, M. J., & Calvo-Cases, A. (2025). The Role of Land Use Intensity on Vegetation Recovery Gradients After Land Abandonment in the Semiarid SE Alentejo, Portugal. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences, XLVIII-M-7-2025*, 75–80. 44th EARSeL Symposium - 26–29 May 2025, Prague, Czech Republic. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLVIII-M-7-2025-75-2025>
- Chauchard, S., Carcaillet, C., & Guibal, F. (2007). Patterns of land-use abandonment control tree-recruitment and forest dynamics in mediterranean mountains. Em *Ecosystems* (Vol. 10, Número 6, pp. 936–948). <https://doi.org/10.1007/s10021-007-9065-4>
- Chauhdary, J. N., Li, H., Ragab, R., Rakibuzzaman, M., Khan, A. I., Zhao, J., & Akbar, N. (2024). Climate Change Impacts on Future Wheat (*Triticum aestivum*) Yield, Growth Periods and Irrigation Requirements: A SALTMed Model Simulations Analysis. *Agronomy*, 14(7), Artigo 7. <https://doi.org/10.3390/agronomy14071484>
- Chen, Y., Kou, W., Ma, X., Wei, X., Gong, M., Yin, X., Li, J., & Li, J. (2022). Estimation of the Value of Forest Ecosystem Services in Pudacuo National Park, China. *Sustainability (Switzerland)*, 14(ue 17)). <https://doi.org/10.3390/su141710550>
- Chizmar, S. J., Parajuli, R., Bardon, R., & Cubbage, F. (2021). State Cost-Share Programs for Forest Landowners in the Southern United States: A Review. *JOURNAL OF FORESTRY*, 119(ue 2), 177–195. <https://doi.org/10.1093/jofore/fvaa054>
- Chontos, K., & Tsiripidis, I. (2023). Open Habitats under Threat in Mountainous, Mediterranean Landscapes: Land Abandonment Consequences in the Vegetation Cover of the Thessalian Part of Mt Agra (Central Greece). Em *Land* (Vol. 12, Número 4). <https://doi.org/10.3390/land12040846>

- Chopin, P., & Sierra, J. (2021). Potential and constraints for applying the “4 per 1000 Initiative” in the Caribbean: The case of Guadeloupe. *REGIONAL ENVIRONMENTAL CHANGE*, 21(ue 1)).
<https://doi.org/10.1007/s10113-020-01740-4>
- Contasti, A. L., Firth, A. G., Baker, B. H., Brooks, J. P., Locke, M. A., & Morin, D. J. (2023). Balancing Tradeoffs in Climate-Smart Agriculture: Will Selling Carbon Credits Offset Potential Losses in the Net Yield Income of Small-Scale Soybean (*Glycine max* L. Em *Producers in the Mid-Southern United States?* In *DECISION ANALYSIS. INFORMS*.
<https://doi.org/10.1287/deca.2023.0478>
- Correia, P. J., & Pestana, M. (2018). Exploratory analysis of the productivity of carob tree (*Ceratonia siliqua*) orchards conducted under dry-farming conditions. *Sustainability (Switzerland)*, 10(ue 7)). <https://doi.org/10.3390/su10072250>
- Cortijos-López, M., Sánchez-Navarrete, P., de la Parra-Muñoz, I., Lasanta, T., & Nadal-Romero, E. (2024). A strategy to enhance soil quality and soil organic carbon stock in abandoned lands: Pasture regeneration through shrub clearing. *Land Degradation & Development*, 35(10), 3392–3406. <https://doi.org/10.1002/ldr.5139>
- Cortijos-López, M., Sánchez-Navarrete, P., Lasanta, T., Cammeraat, E. L. H., & Nadal-Romero, E. (2024). Afforestation, Natural Secondary Forest or Dehesas? Looking for the Best Post-Abandonment Forest Management for Soil Organic Carbon Accumulation in Mediterranean Mountains. *Forests*, 15(1), 166. <https://doi.org/10.3390/f15010166>
- Cossel, M., Winkler, B., Mangold, A., Lask, J., Wagner, M., Lewandowski, I., Elbersen, B., Eupen, M., Mantel, S., & Kiesel, A. (2020). Bridging the Gap Between Biofuels and Biodiversity Through Monetizing Environmental Services of Miscanthus Cultivation. *EARTHS FUTURE*, 8(10).
<https://doi.org/10.1029/2020EF001478>
- Costa, J., Aguiar, C., Capelo, J., Lousã, M., & Neto, C. (1998). Biogeografia de Portugal Continental. *Quercetea*, 0.

- Costa, J., Neto, C., Aguiar, C., Capelo, J., Espírito-Santo, M., Honrado, J., Gomes, C., Sequeira, M., Monteiro-Henriques, T., Lousã, M., Mc, L., Arsénio, P., Jardim, R., Alves, P., JC, A., Pereira, M., Silva, V., Ribeiro, S., Gaspar, N., & Mesquita, S. (2012). Vascular plant communities in portugal (continental, the azores and madeira). *Global Geobotany*, 2, 1–182.
- Costantini, E. A. C., Antichi, D., Almagro, M., Hedlund, K., Sarno, G., & Virto, I. (2020). Local adaptation strategies to increase or maintain soil organic carbon content under arable farming in Europe: Inspirational ideas for setting operational groups within the European innovation partnership. *Journal of Rural Studies*, 79, 102–115.
<https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2020.08.005>
- Crawford, C. L., Yin, H., Radeloff, V. C., & Wilcove, D. S. (2022). Rural land abandonment is too ephemeral to provide major benefits for biodiversity and climate. *Science Advances*, 8(21), eabm8999. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abm8999>
- Cuesta, B., Benayas, J. M. R., Gallardo, A., Villar-Salvador, P., & González-Espinosa, M. (2012). Soil chemical properties in abandoned Mediterranean cropland after succession and oak reforestation. Em *Acta Oecologica* (Vol. 38, pp. 58–65).
<https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.09.004>
- Cuesta, B., Villar-Salvador, P., Puértolas, J., Rey Benayas, J. M., & Michalet, R. (2010). Facilitation of *Quercus ilex* in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs. *Journal of Ecology*, 98(3), 687–696. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01655.x>
- Cumming, G. S., & Dobbs, K. A. (2020). Quantifying Social-Ecological Scale Mismatches Suggests People Should Be Managed at Broader Scales Than Ecosystems. *One Earth*, 3(2), 251–259.
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.007>
- Cursach, J., Rita, J., Gómez-Martínez, C., Cardona, C., Capó, M., & Lázaro, A. (2020). The role of landscape composition and heterogeneity on the taxonomical and functional diversity of

- Mediterranean plant communities in agricultural landscapes. *PLoS ONE*, 15(9), e0238222.
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0238222>
- Curtin, D., Fraser, P. M., & Beare, M. H. (2015). Loss of soil organic matter following cultivation of long-term pasture: Effects on major exchangeable cations and cation exchange capacity. *Soil Research*, 53(4), 377–385. <https://doi.org/10.1071/SR14173>
- Dade, M. C., Mitchell, M. G. E., McAlpine, C. A., & Rhodes, J. R. (2019). Assessing ecosystem service trade-offs and synergies: The need for a more mechanistic approach. *Ambio*, 48(10), 1116–1128. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1127-7>
- Dahmani, W., Elaoui, N., Abousalim, A., Akissi, Z. L. E., Legssyer, A., Ziyyat, A., & Sahpaz, S. (2023). Exploring Carob (*Ceratonia siliqua* L.): A Comprehensive Assessment of Its Characteristics, Ethnomedicinal Uses, Phytochemical Aspects, and Pharmacological Activities. *Plants*, 12(18), Artigo 18. <https://doi.org/10.3390/plants12183303>
- Dantas de Miranda, M., Pereira, H. M., Corley, M. F. V., & Merckx, T. (2019). Beta diversity patterns reveal positive effects of farmland abandonment on moth communities. *Scientific Reports*, 9(1), 1549. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-38200-3>
- Davis, B. A. (2023). A CLIMATE SOLUTION ON SHAKY GROUND: THE VOLUNTARY CARBON MARKET AND AGRICULTURAL SEQUESTRATION. *University of Illinois Law Review*, 2023(ue 3), 955–990.
- De Falco, N., Tal-Berger, R., Hjazin, A., Yizhaq, H., Stavi, I., & Rachmilevitch, S. (2021). Geodiversity impacts plant community structure in a semi-arid region. *Scientific Reports*, 11(1), 15259. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-94698-0>
- de Oliveira Aparecido, L. E., Torsoni, G. B., Lorençone, P. A., Lorençone, J. A., & de Souza Rolim, G. (2025). Barley vulnerability to climate change: Perspectives for cultivation in South America. *International Journal of Biometeorology*, 69(1), 123–136. <https://doi.org/10.1007/s00484-024-02798-z>

- de Silva, S., Jacewicz, N., Kovaka, K., Ferraro, K., Callender, C., Jamieson, D., & Prakash, A. (2025). Navigating synergies vs. Trade-offs between climate change mitigation and biodiversity conservation. *Npj Biodiversity*, 4(1), 22. <https://doi.org/10.1038/s44185-025-00092-8>
- De Vita, P., & Taranto, F. (2019). Durum Wheat (*Triticum turgidum* ssp. Durum) Breeding to Meet the Challenge of Climate Change. Em J. M. Al-Khayri, S. M. Jain, & D. V. Johnson (Eds.), *Advances in Plant Breeding Strategies: Cereals: Volume 5* (pp. 471–524). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-23108-8_13
- Delcourt, N., Farnet-Da Silva, A.-M., Rébufa, C., Foli, L., & Dupuy, N. (2023). Land use legacy footprint in Mediterranean forest soils: An infrared spectroscopy approach. *Geoderma*, 430, 116299. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.116299>
- Dilkova R., Jokova M., Kerchev G., & Kercheva M. (2002). Aggregate stability as a soil quality criterion. Em Kapur S., Steduto P., & Zdruli P. (Eds.), *7. International meeting on Soils with Mediterranean Type of Climate (selected papers)* (Vol. 50, pp. 305–312). Bari : CIHEAM. <http://om.ciheam.org/web/controlleurFrontal.php?action=exporterCitationRIS&IDART=2098>
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species Assemblages and Indicator Species: the Need for a Flexible Asymmetrical Approach. *Ecological Monographs*, 67(3), 345–366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067%255B0345:SAAIST%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067%255B0345:SAAIST%255D2.0.CO;2)
- Duncan, C., Primavera, J. H., Hill, N. A. O., Wodehouse, D. C. J., & Koldewey, H. J. (2022). Potential for Return on Investment in Rehabilitation-Oriented Blue Carbon Projects: Accounting Methodologies and Project Strategies. Em *FRONTIERS IN FORESTS AND GLOBAL CHANGE* (Vol. 4). <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.775341>
- Dunjó, G., Pardini, G., & Gispert, M. (2003). Land use change effects on abandoned terraced soils in a Mediterranean catchment, NE Spain. *CATENA*, 52(1), 23–37. [https://doi.org/10.1016/S0341-8162\(02\)00148-0](https://doi.org/10.1016/S0341-8162(02)00148-0)

- Dybala, K. E., Steger, K., Walsh, R. G., Smart, D. R., Gardali, T., & Seavy, N. E. (2019). Optimizing carbon storage and biodiversity co-benefits in reforested riparian zones. *JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY*, 56(ue 2), 343–353. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13272>
- Ellis, J., Macpherson, E., Thrush, S., Fisher, K., Pilditch, C., Jorgensen, E., Low, J., Stephenson, F., Allison, A., Geange, S., & Hewitt, J. (2025). Scale and ecosystem-based management: Navigating mismatches between socio-ecological systems. *Biological Conservation*, 302, 111000. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2025.111000>
- Emran, M., Gispert, M., & Pardini, G. (2012). Patterns of soil organic carbon, glomalin and structural stability in abandoned Mediterranean terraced lands. Em *European Journal of Soil Science* (Vol. 63, Número 5, pp. 637–649). <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2012.01493.x>
- Englund, O., Dimitriou, I., Dale, V. H., Kline, K. L., Mola-Yudego, B., Murphy, F., English, B., McGrath, J., Busch, G., Negri, M. C., Brown, M., Goss, K., Jackson, S., Parish, E. S., Cacho, J., Zumpf, C., Quinn, J., & Mishra, S. K. (2020). Multifunctional perennial production systems for bioenergy: Performance and progress. *WILEY INTERDISCIPLINARY REVIEWS-ENERGY AND ENVIRONMENT*, 9(ue 5)). <https://doi.org/10.1002/wene.375>
- Estacio, I., Sianipar, C. P. M., Onitsuka, K., & Hoshino, S. (2024). Impacts of socio-environmental policy mix on mitigating agricultural abandonment: An empirical agent-based modeling. *Ecological Informatics*, 80, 102491. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2024.102491>
- Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F. G., Crist, T. O., Fuller, R. J., Sirami, C., Siriwardena, G. M., & Martin, J. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- Fargione, J. E., Bassett, S., Boucher, T., Bridgham, S. D., Conant, R. T., Cook-Patton, S. C., Ellis, P. W., Falcucci, A., Fourqurean, J. W., Gopalakrishna, T., Gu, H., Henderson, B., Hurteau, M. D., Kroeger, K. D., Kroeger, T., Lark, T. J., Leavitt, S. M., Lomax, G., McDonald, R., ... W, B. (2018).

- Natural climate solutions for the United States. *SCIENCE ADVANCES*, 4(ue 11)).
<https://doi.org/10.1126/sciadv.aat1869>
- Farris, E., Filigheddu, R., Deiana, P., Farris, G. A., & Garau, G. (2010). Short-term effects on sheep pastureland due to grazing abandonment in a Western Mediterranean island ecosystem: A multidisciplinary approach. Em *Journal for Nature Conservation* (Vol. 18, Número 4, pp. 258–267). <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2009.11.003>
- Fasola, S., Muggeo, V. M. R., & Helmut Küchenhoff. (2018). A heuristic, iterative algorithm for change-point detection in abrupt change models. *Computational Statistics*, 33(2), 997–1015.
- Fayet, C. M. J., Reilly, K. H., Van Ham, C., & Verburg, P. H. (2022). What is the future of abandoned agricultural lands? A systematic review of alternative trajectories in Europe. *Land Use Policy*, 112, 105833. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105833>
- Fearnehough, H., Kachi, A., Mooldijk, S., Warnecke, C., & Schneider, L. (2020). *Future role for voluntary carbon markets in the Paris era—Final Report* (p. 94).
<https://www.dehst.de/SharedDocs/news/EN/future-role-for-voluntary-carbon-markets.html>
- Feio, M. (1985). Uma grande lavoura de Serpa na segunda metade do século XIX. A cultura dos cereiais e dos legumes. *Finisterra*, 20(40). <https://doi.org/10.18055/Finis2053>
- Feio, M. (1991). *Clima e agricultura: Exigências climáticas das principais culturas e potencialidades agrícolas do nosso clima*. Direcção Geral de Planeamento e Agricultura.
- Feio, M. (1998). *A evolução da agricultura no Alentejo Meridional: As cartas agrícolas de G. Pery, as difíceis perspectivas actuais na comunidade europeia*. Edições Colibri.
- Feliciano, D. (2022). Factors influencing the adoption of sustainable agricultural practices: The case of seven horticultural farms in the United Kingdom. *Scottish Geographical Journal*, 138(ues 3–4), 291–320. <https://doi.org/10.1080/14702541.2022.2151041>
- Felton, M., Jones, P., Tranter, R., Clark, J., Quaife, T., & Lukac, M. (2023). Farmers’ attitudes towards, and intentions to adopt, agroforestry on farms in lowland South-East and East England. Em *Land Use Policy* (Vol. 131). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106668>

- Ferreira, C. S. S., Seifollahi-Aghmiuni, S., Destouni, G., Ghajarnia, N., & Kalantari, Z. (2022). Soil degradation in the European Mediterranean region: Processes, status and consequences. *Science of The Total Environment*, 805, 150106.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150106>
- Filip, E., Woronko, K., Stępień, E., & Czarniecka, N. (2023). An Overview of Factors Affecting the Functional Quality of Common Wheat (*Triticum aestivum* L.). *International Journal of Molecular Sciences*, 24(8), Artigo 8. <https://doi.org/10.3390/ijms24087524>
- Firke, S. (2024). *janitor: Simple tools for examining and cleaning dirty data* [Manual].
<https://doi.org/10.32614/CRAN.package.janitor>
- Fleischman, F., Basant, S., Chhatre, A., Coleman, E. A., Fischer, H. W., Gupta, D., Güneralp, B., Kashwan, P., Khatri, D., Muscarella, R., Powers, J. S., Ramprasad, V., Rana, P., Solorzano, C. R., & Veldman, J. W. (2020). Pitfalls of Tree Planting Show Why We Need People-Centered Natural Climate Solutions. *BioScience*, 70(11), 947–950.
<https://doi.org/10.1093/biosci/biaa094>
- Fong, Y. (2019). Fast Bootstrap Confidence Intervals for Continuous Threshold Linear Regression. *Journal of computational and graphical statistics : a joint publication of American Statistical Association, Institute of Mathematical Statistics, Interface Foundation of North America*, 28(2), 466–470. <https://doi.org/10.1080/10618600.2018.1537927>
- Fragoso, M. (2003). *Climatologia das precipitações intensas no sul de Portugal* [doctoralThesis].
<https://repositorio.ulisboa.pt/handle/10400.5/98022>
- Fragoso, M. (2004). *O contexto atmosférico dos episódios de precipitações intensas no Sul de Portugal*.
- Francaviglia, R., Coleman, K., Whitmore, A. P., Doro, L., Urracci, G., Rubino, M., & Ledda, L. (2012). Changes in soil organic carbon and climate change – Application of the RothC model in agro-silvo-pastoral Mediterranean systems. *Agricultural Systems*, 112, 48–54.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2012.07.001>

- Franceschinis, C., Liebe, U., Thiene, M., Meyerhoff, J., Field, D., & McBratney, A. (2022). The effect of social and personal norms on stated preferences for multiple soil functions: Evidence from Australia and Italy. *AUSTRALIAN JOURNAL OF AGRICULTURAL AND RESOURCE ECONOMICS*, 66(ue 2), 335–362. <https://doi.org/10.1111/1467-8489.12466>
- Frank, S., Havlík, P., Soussana, J.-F., Wollenberg, E. K., & Obersteiner, M. (2017). *The potential of soil organic carbon sequestration for climate change mitigation and food security*. <https://hdl.handle.net/10568/88073>
- Frei, T., Derks, J., Rodríguez Fernández-Blanco, C., & Winkel, G. (2020). Narrating abandoned land: Perceptions of natural forest regrowth in Southwestern Europe. *Land Use Policy*, 99, 105034. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105034>
- Freibauer, A., Rounsevell, M. D. A., Smith, P., & Verhagen, J. (2004). Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. *Geoderma*, 122(1), 1–23. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.021>
- Freire, D. (2014). Entre sequeiro e regadio. Políticas públicas e modernização da agricultura em Portugal (século XX). *XIV Congreso de Historia Agraria*. <https://repositorio.ulisboa.pt/handle/10451/17717>
- Freitas, T. R., Santos, J. A., Silva, A. P., & Fraga, H. (2023). Reviewing the Adverse Climate Change Impacts and Adaptation Measures on Almond Trees (*Prunus dulcis*). *Agriculture*, 13(7), Artigo 7. <https://doi.org/10.3390/agriculture13071423>
- Gabarrón-Galeote, M. A., Trigalet, S., & Wesemael, B. van. (2015). Effect of land abandonment on soil organic carbon fractions along a Mediterranean precipitation gradient. Em *Geoderma* (Vols. 249–250, pp. 69–78). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.03.007>
- Gambella, F., Colantoni, A., Egidi, G., Morrow, N., Prokopová, M., Salvati, L., Giménez-Morera, A., & Rodrigo-Comino, J. (2021). Uncovering the Role of Biophysical Factors and Socioeconomic Forces Shaping Soil Sensitivity to Degradation: Insights from Italy. *Soil Systems*, 5(1), Artigo 1. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5010011>

- Gao, X.-G., Wang, J.-P., Ge, S., Su, S.-K., Bai, M.-H., & Francois, B. (2024). Investigation of canopy interception characteristics in slope protection grasses: A laboratory experiment. *Science of The Total Environment*, 948, 174731. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.174731>
- García-Barón, I., Cortés-Avizanda, A., Verburg, P. H., Marques, T. A., Moreno-Opo, R., Pereira, H. M., & Donazar, J. A. (2018). How to fit the distribution of apex scavengers into land-abandonment scenarios? The Cinereous vulture in the Mediterranean biome. Em *Diversity and Distributions* (Vol. 24, Número 7, pp. 1018–1031). <https://doi.org/10.1111/ddi.12743>
- García-Ruiz, J. M., & Lana-Renault, N. (2011). Hydrological and erosive consequences of farmland abandonment in Europe, with special reference to the Mediterranean region—A review. Em *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 140, Números 3–4, pp. 317–338). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.003>
- Gemitzi, A. (2021). Predicting land cover changes using a CA Markov model under different shared socioeconomic pathways in Greece. *GIScience & Remote Sensing*, 58(3), 425–441. <https://doi.org/10.1080/15481603.2021.1885235>
- Geng, J., & Liang, C. (2021). Analysis of the internal relationship between ecological value and economic value based on the forest resources in china. *Sustainability (Switzerland)*, 13(ue 12)). <https://doi.org/10.3390/su13126795>
- Germano, M. A. (2000). *Regime florestal: Um século de existência*. Direcção Geral das Florestas.
- Gomes, C. J. P., & Ferreira, R. J. P. P. (2005). *Flora e vegetação do barrocal algarvio: Tavira-Portimão*. Comissão de coordenação e desenvolvimento regional do Algarve.
- González-Morales, M., Rodríguez-González, M. Á., Paredes, D., & Fernández-Pozo, L. (2025). Influence of Mediterranean shrublands management on soil carbon sequestration. *iScience*, 28(8), 113057. <https://doi.org/10.1016/j.isci.2025.113057>
- Grahmann, K., Rubio, V., Perez-Bidegain, M., & Quincke, J. A. (2022). Soil Use Legacy as Driving Factor for Soil Erosion under Conservation Agriculture. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.822967>

- Gramig, B. M., & Widmar, N. J. O. (2018). Farmer preferences for agricultural soil carbon sequestration schemes. *Applied Economic Perspectives and Policy*, 40(ue 3), 502–521.
<https://doi.org/10.1093/aep/px041>
- Groshans, G. R., Mikhailova, E. A., Post, C. J., Schlautman, M. A., Zurqani, H. A., & Zhang, L. (2018). Assessing the Value of Soil Inorganic Carbon for Ecosystem Services in the Contiguous United States Based on Liming Replacement Costs. *LAND*, 7(ue 4)).
<https://doi.org/10.3390/land7040149>
- Gül, V., Gıdık, B., & Sefaoğlu, F. (2023). EVALUATION OF YIELD AND QUALITY CHARACTERISTICS OF OIL SUNFLOWER (*Helianthus annuus* L.) VARIETIES CULTIVATED IN SEMIARID IRRIGATED CONDITIONS IN THE NORTHEAST OF TURKEY. *Turkish Journal Of Field Crops*, 28(2), Artigo 2.
<https://doi.org/10.17557/tjfc.1255415>
- Habibullah, M. S., Din, B. H., Tan, S.-H., & Zahid, H. (2022). Impact of climate change on biodiversity loss: Global evidence. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(1), 1073–1086.
<https://doi.org/10.1007/s11356-021-15702-8>
- Hackett, T. D., Sauve, A. M. C., Maia, K. P., Montoya, D., Davies, N., Archer, R., Potts, S. G., Tylianakis, J. M., Vaughan, I. P., & Memmott, J. (2024). Multi-habitat landscapes are more diverse and stable with improved function. *Nature*, 633(8028), 114–119.
<https://doi.org/10.1038/s41586-024-07825-y>
- Heider, K., Lopez, J. M. R., Balbo, A. L., & Scheffran, J. (2021). The state of agricultural landscapes in the Mediterranean: Smallholder agriculture and land abandonment in terraced landscapes of the Ricote Valley, southeast Spain. Em *Regional Environmental Change* (Vol. 21, Número 1).
<https://doi.org/10.1007/s10113-020-01739-x>
- Helm, J., Dutoit, T., Saatkamp, A., Bucher, S. F., Leiterer, M., & Römermann, C. (2019). Recovery of Mediterranean steppe vegetation after cultivation: Legacy effects on plant composition, soil properties and functional traits. *Applied Vegetation Science*, 22(1), 71–84.
<https://doi.org/10.1111/avsc.12415>

- Hermann, D., Sauthoff, S., & Musshoff, O. (2017). Ex-ante evaluation of policy measures to enhance carbon sequestration in agricultural soils. Em *ECOLOGICAL ECONOMICS* (Vol. 140, pp. 241–250). ELSEVIER SCIENCE BV. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.05.018>
- Hernández-Alonso, H., Madrigal-González, J., Tornos-Estupiña, L., Santiago-Rodríguez, A., Alonso-Rojo, P., Morera-Beita, A., & Silla, F. (2023). Tree-size heterogeneity modulates the forest age-dependent carbon density in biomass and top soil stocks on Mediterranean woodlands. *Plant and Soil*, 486(1), 361–373. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-05874-2>
- Herrando, S., Anton, M., Sardà-Palomera, F., Bota, G., Gregory, R. D., & Brotons, L. (2014). Indicators of the impact of land use changes using large-scale bird surveys: Land abandonment in a Mediterranean region. Em *Ecological Indicators* (Vol. 45, pp. 235–244). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.011>
- Herrando, S., Brotons, L., Anton, M., Páramo, F., Villero, D., Titeux, N., Quesada, J., & Stefanescu, C. (2016). Assessing impacts of land abandonment on Mediterranean biodiversity using indicators based on bird and butterfly monitoring data. Em *Environmental Conservation* (Vol. 43, Número 1, pp. 69–78). <https://doi.org/10.1017/S0376892915000260>
- Hidalgo, P. J., Hernández, H., Sánchez-Almendro, A. J., López-Tirado, J., Vessella, F., & Porras, R. (2021). Fragmentation and Connectivity of Island Forests in Agricultural Mediterranean Environments: A Comparative Study between the Guadalquivir Valley (Spain) and the Apulia Region (Italy). *Forests*, 12(9), Artículo 9. <https://doi.org/10.3390/f12091201>
- Himes, A., Puettmann, K., & Muraca, B. (2020). Trade-offs between ecosystem services along gradients of tree species diversity and values. *Ecosystem Services*, 44, 101133. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101133>
- Hobbs, R. J., Higgs, E. S., & Hall, C. M. (2013). Defining Novel Ecosystems. Em *Novel Ecosystems* (pp. 58–60). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118354186.ch6>

- Hoyle, F. C., D'Antuono, M., Overheu, T., & Murphy, D. V. (2013). Capacity for increasing soil organic carbon stocks in dryland agricultural systems. *Soil Research*, 51(8), 657–667.
<https://doi.org/10.1071/SR12373>
- Hutchison, L. M., Pollack, J. B., Swanson, K., & Yoskowitz, D. (2018). Operationalizing Blue Carbon in the Mission-Aransas National Estuarine Research Reserve, Texas. *COASTAL MANAGEMENT*, 46(ues 4), 278-296. <https://doi.org/10.1080/08920753.2018.1474068>
- ICNF. (2020). *Índice de aridez—Visão Geral* [Shapefile].
<https://sig.icnf.pt/portal/home/item.html?id=0b30c87b509440e88968387a9a494046>
- Ingrisch, J., Umlauf, N., & Bahn, M. (2023). Functional thresholds alter the relationship of plant resistance and recovery to drought. *Ecology*, 104(2), e3907.
<https://doi.org/10.1002/ecy.3907>
- Jacobs, H., Gupta, A., & Möller, I. (2023). Governing-by-aspiration? Assessing the nature and implications of including negative emission technologies (NETs) in country long-term climate strategies. Em *Global Environmental Change* (Vol. 81).
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102691>
- Jafarzadeh, A. A., Mahdavi, A., Shamsi, S. R. F., & Yousefpour, R. (2021). Assessing synergies and trade-offs between ecosystem services in forest landscape management. Em *Land Use Policy* (Vol. 111). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105741>
- James, J. J., Sheley, R. L., Erickson, T., Rollins, K. S., Taylor, M. H., & Dixon, K. W. (2013). A systems approach to restoring degraded drylands. *Journal of Applied Ecology*, 50(3), 730–739.
<https://doi.org/10.1111/1365-2664.12090>
- JASP Team. (2025). *JASP (Version 0.95.4)[Computer software]*. <https://jasp-stats.org/>
- Jaunatre, R., Buisson, E., Leborgne, E., & Dutoit, T. (2023). Soil fertility and landscape surrounding former arable fields drive the ecological resilience of Mediterranean dry grassland plant communities. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2023.1148226>

- Jendoubi, D., Liniger, H., & Ifejika Speranza, C. (2019). Impacts of land use and topography on soil organic carbon in a Mediterranean landscape (north-western Tunisia). *SOIL*, 5(2), 239–251.
<https://doi.org/10.5194/soil-5-239-2019>
- Jentsch, A., & White, P. (2019). A theory of pulse dynamics and disturbance in ecology. *Ecology*, 100(7), e02734. <https://doi.org/10.1002/ecy.2734>
- Jin, E., & Sutherland, J. W. (2018). An integrated sustainability model for a bioenergy system: Forest residues for electricity generation. Em *BIOMASS & BIOENERGY* (Vol. 119, pp. 10–21). PERGAMON-ELSEVIER SCIENCE LTD. <https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2018.09.005>
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2000). The Vertical Distribution of Soil Organic Carbon and Its Relation to Climate and Vegetation. *Ecological Applications*, 10(2), 423–436.
[https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2000\)010%255B0423:TVDOSO%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2000)010%255B0423:TVDOSO%255D2.0.CO;2)
- Johansson, E. L., Brogaard, S., & Brodin, L. (2022). Envisioning sustainable carbon sequestration in Swedish farmland. *Environmental Science and Policy*, 135, 16–25.
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.04.005>
- Kallio, G., & LaFleur, W. (2023). Ways of (un)knowing landscapes: Tracing more-than-human relations in regenerative agriculture. *Journal of Rural Studies*, 101.
<https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2023.103059>
- Keenor, S. G., Rodrigues, A. F., Mao, L., Latawiec, A. E., Harwood, A. R., & Reid, B. J. (2021). Capturing a soil carbon economy. *Royal Society Open Science*, 8(4), 202305.
<https://doi.org/10.1098/rsos.202305>
- Kerckhof, A., Spalevic, V., Eetvelde, V. V., & Nyssen, J. (2016). Factors of land abandonment in mountainous Mediterranean areas: The case of Montenegrin settlements. Em *SpringerPlus* (Vol. 5, Número 1). <https://doi.org/10.1186/s40064-016-2079-7>
- Khorchani, M., Gaspar, L., Nadal-Romero, E., Arnaez, J., Lasanta, T., & Navas, A. (2023). Effects of cropland abandonment and afforestation on soil redistribution in a small Mediterranean

- mountain catchment. Em *International Soil and Water Conservation Research* (Vol. 11, Número 2, pp. 339–352). <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2022.10.001>
- Khorchani, M., Nadal-Romero, E., Lasanta, T., & Tague, C. (2022). Carbon sequestration and water yield tradeoffs following restoration of abandoned agricultural lands in Mediterranean mountains. Em *Environmental Research* (Vol. 207). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112203>
- Kirkby, M. (2021). Desertification and development: Some broader contexts. *Journal of Arid Environments*, 193. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2021.104575>
- Kirschbaum, M. U. F. (1995). The temperature dependence of soil organic matter decomposition, and the effect of global warming on soil organic C storage. *Soil Biology and Biochemistry*, 27(6), 753–760. [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(94\)00242-S](https://doi.org/10.1016/0038-0717(94)00242-S)
- Kitaibekova, S., Toktassynov, Z., Sarsekova, D., Mohammadi Limaei, S., & Zhilkibayeva, E. (2023). Assessment of Forest Ecosystem Services in Burabay National Park, Kazakhstan: A Case Study. *Sustainability (Switzerland)*, 15(ue 5). <https://doi.org/10.3390/su15054123>
- Kiziridis, D. A., Mastrogrianni, A., Pleniou, M., Karadimou, E., Tsiftsis, S., Xystrakis, F., & Tsiripidis, I. (2022). Acceleration and Relocation of Abandonment in a Mediterranean Mountainous Landscape: Drivers, Consequences, and Management Implications. *Land*, 11(3), Artigo 3. <https://doi.org/10.3390/land11030406>
- Kizos, T., Dalaka, A., & Petanidou, T. (2010). Farmers' attitudes and landscape change: Evidence from the abandonment of terraced cultivations on Lesvos, Greece. *Agriculture and Human Values*, 27(2), 199–212. <https://doi.org/10.1007/s10460-009-9206-9>
- Kosmas, C., Kairis, O., Karavitis, C., Acikalin, S., Alcalá, M., Alfama, P., Atlhopheng, J., Barrera, J., Belgacem, A., Solé-Benet, A., Brito, J., Chaker, M., Chanda, R., Darkoh, M., Ermolaeva, O., Fassouli, V., Fernandez, F., Gokceoglu, C., Gonzalez, D., ... Salvati, L. (2015). An exploratory analysis of land abandonment drivers in areas prone to desertification. *CATENA*, 128, 252–261. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.02.006>

- Kouba, Y., Martínez-García, F., Frutos, Á. de, & Alados, C. L. (2015). Effects of Previous Land-Use on Plant Species Composition and Diversity in Mediterranean Forests. *PLOS ONE*, 10(9), e0139031. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0139031>
- Koulouri, M., & Giourga, C. (2007). Land abandonment and slope gradient as key factors of soil erosion in Mediterranean terraced lands. Em *Catena* (Vol. 69, Número 3, pp. 274–281). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2006.07.001>
- Lal, R. (2003). Global Potential of Soil Carbon Sequestration to Mitigate the Greenhouse Effect. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(2), 151–184. <https://doi.org/10.1080/713610854>
- Lal, R. (2004). Soil Carbon Sequestration Impacts on Global Climate Change and Food Security. *Science*, 304, 1623–1627.
- Lal, R. (2010). Beyond Copenhagen: Mitigating climate change and achieving food security through soil carbon sequestration. *Food Security*, 2(2), 169–177. <https://doi.org/10.1007/s12571-010-0060-9>
- Lal, R. (2020). The role of industry and the private sector in promoting the “4 per 1000” initiative and other negative emission technologies. Em *GEODERMA* (Vol. 378). <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114613>
- 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>
- Lal, R., & Ussiri, D. (2017). *Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation*. Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-53845-7>
- Lange, M., Eisenhauer, N., Sierra, C. A., Bessler, H., Engels, C., Griffiths, R. I., Mellado-Vázquez, P. G., Malik, A. A., Roy, J., Scheu, S., Steinbeiss, S., Thomson, B. C., Trumbore, S. E., & Gleixner, G. (2015). Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage. *Nature Communications*, 6(1), 6707. <https://doi.org/10.1038/ncomms7707>

- Lasanta, T., Nadal-Romero, E., Khorchani, M., & Romero-Díaz, A. (2021). Una revisión sobre las tierras abandonadas en España: De los paisajes locales a las estrategias globales de gestión. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 47(2), Artigo 2. <https://doi.org/10.18172/cig.4755>
- Lasanta, T., Sánchez-Navarrete, P., Medrano-Moreno, L. M., Khorchani, M., & Nadal-Romero, E. (2020). Soil quality and soil organic carbon storage in abandoned agricultural lands: Effects of revegetation processes in a Mediterranean mid-mountain area. Em *Land Degradation and Development* (Vol. 31, Número 18, pp. 2830–2845). <https://doi.org/10.1002/ldr.3655>
- Lautensach, H. (1988). A cobertura vegetal espontânea e sub-espontânea. Em *O ritmo climático e a paisagem: II*. Edições João Sá da Costa.
- Le, N. N., Pham, T. D., Yokoya, N., Ha, N. T., Nguyen, T. T. T., Tran, T. D. T., & Pham, T. D. (2021). Learning from multimodal and multisensor earth observation dataset for improving estimates of mangrove soil organic carbon in Vietnam. *INTERNATIONAL JOURNAL OF REMOTE SENSING*, 42(ue 18), 6866–6890. <https://doi.org/10.1080/01431161.2021.1945158>
- Le, T.-A. T., Vodden, K., Wu, J., Bullock, R., & Sabau, G. (2024). Payments for ecosystem services programs: A global review of contributions towards sustainability. *Heliyon*, 10(1), e22361. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e22361>
- Lecegui, A., Olaizola, A. M., Kok, K., & Varela, E. (2024). What shapes silvopastoralism in Mediterranean mid-mountain areas? Understanding factors, drivers, and dynamics using fuzzy cognitive mapping. *Ecology and Society*, 29(4). <https://doi.org/10.5751/ES-15605-290427>
- Lei, X., Shen, Y., Zhao, J., Huang, J., Wang, H., Yu, Y., & Xiao, C. (2023). Root Exudates Mediate the Processes of Soil Organic Carbon Input and Efflux. *Plants*, 12(3), 630. <https://doi.org/10.3390/plants12030630>
- Leijster, V., Verburg, R. W., Santos, M. J., Wassen, M. J., Martinez-Mena, M., Vente, J., & Verweij, P. A. (2020). Almond farm profitability under agroecological management in southeastern

- Spain: Accounting for externalities and opportunity costs. Em *AGRICULTURAL SYSTEMS* (Vol. 183). ELSEVIER SCI LTD. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102878>
- Li, Z., Qi, Z., Jiang, Q., & Sima, N. (2021). An economic analysis software for evaluating best management practices to mitigate greenhouse gas emissions from cropland. *Agricultural Systems*, 186, 102950. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102950>
- Liang, S., Zhang, H., Song, X., Liu, S., Yun, X., & Wu, Y. (2021). Loss of soil carbon and nitrogen rather than variations in soil particle size distribution decreased microbial residues during conversion of grassland to croplands. *European Journal of Soil Science*, 72(5), 2215–2224. <https://doi.org/10.1111/ejss.13113>
- Lindborg, R., Gordon, L. J., Malinga, R., Bengtsson, J., Peterson, G., Bommarco, R., Deutsch, L., Gren, Å., Rundlöf, M., & Smith, H. G. (2017). How spatial scale shapes the generation and management of multiple ecosystem services. *Ecosphere*, 8(4), e01741. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1741>
- Liu, C., Cutforth, H., Chai, Q., & Gan, Y. (2016). Farming tactics to reduce the carbon footprint of crop cultivation in semiarid areas. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36(4), 69. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0404-8>
- Liu, T., Yu, L., Chen, J., Qi, W., Wu, H., Peng, D., Chen, X., & Zhou, Y. (2025). Afforestation Surpasses Abandonment in the Recovery of Post-Agricultural Soil Organic Carbon in China as Estimated by Machine Learning Models. *Global Change Biology*, 31(8), e70383. <https://doi.org/10.1111/gcb.70383>
- Liu, Y., Bi, Y., Xie, Y., Zhao, X., He, D., Wang, S., Wang, C., Guo, T., & Xing, G. (2020). Successive straw biochar amendments reduce nitrous oxide emissions but do not improve the net ecosystem economic benefit in an alkaline sandy loam under a wheat-maize cropping system. *LAND DEGRADATION & DEVELOPMENT*, 31(ue 7), 868–883. <https://doi.org/10.1002/ldr.3495>
- Lizaga, I., Quijano, L., Gaspar, L., & Navas, A. (2018). Estimating soil redistribution patterns with ¹³⁷Cs measurements in a Mediterranean mountain catchment affected by land

- abandonment. Em *Land Degradation and Development* (Vol. 29, Número 1, pp. 105–117).
<https://doi.org/10.1002/ldr.2843>
- Lizaga Villuendas, I. (2020). *Assessing soil redistribution and sediment apportionment from different land uses: Geospatial analysis and modelling in a mountain agroecosystem*.
<https://digital.csic.es/handle/10261/215945>
- Llorens, P., Queralt, I., Plana, F., & Gallart, F. (1997). Studying solute and particulate sediment transfer in a small mediterranean mountainous catchment subject to land abandonment. Em *Earth Surface Processes and Landforms* (Vol. 22, Número 11, pp. 1027–1035).
[https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1096-9837\(199711\)22:11%253C1027::AID-ESP799%253E3.0.CO;2-1](https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9837(199711)22:11%253C1027::AID-ESP799%253E3.0.CO;2-1)
- Llovet, J., Ruiz-Valera, M., Josa, R., & Vallejo, V. R. (2009). Soil responses to fire in Mediterranean forest landscapes in relation to the previous stage of land abandonment. Em *International Journal of Wildland Fire* (Vol. 18, Número 2, pp. 222–232). <https://doi.org/10.1071/WF07089>
- Lobell, D. B., Baldos, U. L. C., & Hertel, T. W. (2013). Climate adaptation as mitigation: The case of agricultural investments. *Environmental Research Letters*, 8(1), 12.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/8/1/015012>
- Lomba, A., Gonçalves, J., Moreira, F., & Honrado, J. (2013). Simulating long-term effects of abandonment on plant diversity in Mediterranean mountain farmland. Em *Plant Biosystems* (Vol. 147, Número 2, pp. 328–342). <https://doi.org/10.1080/11263504.2012.716794>
- Lopes, F., & Amaral, B. (2021). O valor do recreio florestal nos parques florestais Açorianos; [The value of forest recreation in Azorean public parks. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, 59(ue 1), 1–10. <https://doi.org/10.1590/1806-9479.2021.238884>
- Lopes, V. F. M. (2021). *Evolução recente e futura das condições de aridez em Portugal Continental: Aplicação de Índices Bioclimáticos* [masterThesis].
<https://repositorio.ulisboa.pt/handle/10451/46424>

- López-Bellido, L., López-Bellido, R., Fernández-García, P., Muñoz-Romero, V., & Lopez-Bellido, F. J. (2020). Carbon storage in a rainfed Mediterranean vertisol: Effects of tillage and crop rotation in a long-term experiment. *European Journal of Soil Science*, 71(3), 472–483. <https://doi.org/10.1111/ejss.12883>
- Lopezosa, P., Berdugo, M., & Soliveres, S. (2023). On the relative importance of land use, landscape characteristics, bird and plant assemblages as drivers of Mediterranean ecosystem functioning. *Landscape Ecology*, 38(12), 3605–3619. <https://doi.org/10.1007/s10980-023-01739-2>
- López-Poma, R., Orr, B. J., & Bautista, S. (2014). Successional stage after land abandonment modulates fire severity and post-fire recovery in a Mediterranean mountain landscape. Em *International Journal of Wildland Fire* (Vol. 23, Número 7, pp. 1005–1015). <https://doi.org/10.1071/WF13150>
- Lopez-Sangil, L., Rousk, J., Wallander, H., & Casals, P. (2011). Microbial growth rate measurements reveal that land-use abandonment promotes a fungal dominance of SOM decomposition in grazed Mediterranean ecosystems. Em *Biology and Fertility of Soils* (Vol. 47, Número 2, pp. 129–138). <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0510-8>
- Lozano-García, B., Francaviglia, R., Renzi, G., Doro, L., Ledda, L., Benítez, C., González-Rosado, M., & Parras-Alcántara, L. (2020). Land use change effects on soil organic carbon store. An opportunity to soils regeneration in Mediterranean areas: Implications in the 4p1000 notion. *Ecological Indicators*, 119, 106831. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106831>
- Lundholm, A., Black, K., Corrigan, E., & Nieuwenhuis, M. (2020). Evaluating the Impact of Future Global Climate Change and Bioeconomy Scenarios on Ecosystem Services Using a Strategic Forest Management Decision Support System. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 200. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00200>
- Maestre, F. T., Bowker, M. A., Escolar, C., Puche, M. D., Soliveres, S., Maltez-Mouro, S., García-Palacios, P., Castillo-Monroy, A. P., Martínez, I., & Escudero, A. (2010). Do biotic interactions

- modulate ecosystem functioning along stress gradients? Insights from semi-arid plant and biological soil crust communities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365(1549), 2057–2070. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0016>
- Malavasi, M., Carranza, M. L., Moravec, D., & Cutini, M. (2018). Reforestation dynamics after land abandonment: A trajectory analysis in Mediterranean mountain landscapes. Em *Regional Environmental Change* (Vol. 18, Número 8, pp. 2459–2469). <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1368-9>
- Marchi, M., Ferrara, C., Biasi, R., Salvia, R., & Salvati, L. (2018). Agro-Forest Management and Soil Degradation in Mediterranean Environments: Towards a Strategy for Sustainable Land Use in Vineyard and Olive Cropland. *Sustainability*, 10(7), Artigo 7. <https://doi.org/10.3390/su10072565>
- Marks, A. B. (2020). (Carbon) farming our way out of climate change. *Denver Law Review*, 97(ue 3), 497–556.
- Martinez-Mena, M., Lopez, J., Almagro, M., Boixfayos, C., & Albaladejo, J. (2008). Effect of water erosion and cultivation on the soil carbon stock in a semiarid area of South-East Spain. *Soil and Tillage Research*, 99(1), 119–129. <https://doi.org/10.1016/j.still.2008.01.009>
- Merdas, S., Kouba, Y., Mostephaoui, T., Farhi, Y., & Chenchouni, H. (2021). Livestock grazing-induced large-scale biotic homogenization in arid Mediterranean steppe rangelands. *Land Degradation & Development*, 32(17), 5099–5107. <https://doi.org/10.1002/ldr.4095>
- Meyer, S., Leifeld, J., Bahn, M., & Fuhrer, J. (2012). Free and protected soil organic carbon dynamics respond differently to abandonment of mountain grassland. *Biogeosciences*, 9(2), 853–865. <https://doi.org/10.5194/bg-9-853-2012>
- Mgalula, M. E., Wasonga, O. V., Hülsebusch, C., Richter, U., & Hensel, O. (2021). Greenhouse gas emissions and carbon sink potential in Eastern Africa rangeland ecosystems: A review. *Pastoralism*, 11(1), 19. <https://doi.org/10.1186/s13570-021-00201-9>

- Michaelowa, A., Hermwille, L., Obergassel, W., & Butzengeiger, S. (2019). Additionality revisited: Guarding the integrity of market mechanisms under the Paris Agreement. *Climate Policy*, 3062. <https://doi.org/10.1080/14693062.2019.1628695>
- Millington, J. D. A. (2021). Scale and hierarchy in landscape ecology. Em *The Routledge Handbook of Landscape Ecology*. Routledge.
- Minasny, B., Malone, B. P., McBratney, A. B., Angers, D. A., Arrouays, D., Chambers, A., Chaplot, V., Chen, Z.-S., Cheng, K., Das, B. S., Field, D. J., Gimona, A., Hedley, C. B., Hong, S. Y., Mandal, B., Marchant, B. P., Martin, M., McConkey, B. G., Mulder, V. L., ... Winowiecki, L. (2017). Soil carbon 4 per mille. *Geoderma*, 292, 59–86. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.01.002>
- Mira Galvão, J. (1943). *A matéria orgânica nas regiões cáldo-áridas e a defesa da fertilidade da terra*. Minerva Comercial.
- Moeys, J. (2024). *soiltexture: Functions for soil texture plot, classification and transformation* [Manual]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.soiltexture>
- Moran-Rodas, V. E., Preusse, V., & Wachendorf, C. (2022). Agricultural Management Practices and Decision-Making in View of Soil Organic Matter in the Urbanizing Region of Bangalore. *Sustainability (Switzerland)*, 14(ue 10)). <https://doi.org/10.3390/su14105775>
- Moreira, E., & Neto, C. (2005). Flora e Vegetação de Portugal. Em *O ambiente físico: I*. Círculo de Leitores.
- Mori Alvez, C., Perdomo Varela, C., González Barrios, P., Bentos Guimaraes, A., & del Pino Machado, A. (2024). Lupine Cultivation Affects Soil's P Availability and Nutrient Uptake in Four Contrasting Soils. *Agronomy*, 14(2), Artigo 2. <https://doi.org/10.3390/agronomy14020389>
- Mouillot, F., Ratte, J.-P., Joffre, R., Mouillot, D., & Rambal, S. (2005). Long-term forest dynamic after land abandonment in a fire prone Mediterranean landscape (central Corsica, France). Em *Landscape Ecology* (Vol. 20, Número 1, pp. 101–112). <https://doi.org/10.1007/s10980-004-1297-5>

- Mouratiadou, I., Stella, T., Gaiser, T., Wicke, B., Nendel, C., Ewert, F., & Hilst, F. (2019). Sustainable intensification of crop residue exploitation for bioenergy: Opportunities and challenges. *GCB Bioenergy*, 12(1), 71–89. <https://doi.org/10.1111/gcbb.12649>
- Mueller-Dombois, D., & Ellenberg, H. (1967). A Key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. *Ber. geobot. Inst.*, 37.
- Muggeo, V. M. R. (2003). Estimating regression models with unknown break-points. *Statistics in Medicine*, 22, 3055–3071.
- Muggeo, V. M. R. (2008). segmented: An R package to fit regression models with broken-line relationships. *R News*, 8(1), 20–25.
- Muggeo, V. M. R. (2016). Testing with a nuisance parameter present only under the alternative: A score-based approach with application to segmented modelling. *J of Statistical Computation and Simulation*, 86, 3059–3067.
- Muggeo, V. M. R. (2017). Interval estimation for the breakpoint in segmented regression: A smoothed score-based approach. *Australian & New Zealand Journal of Statistics*, 59, 311–322.
- Muggeo, V. M. R., Atkins, D. C., & Dimidjian, R. J. G. and S. (2014). Segmented mixed models with random changepoints: A maximum likelihood approach with application to treatment for depression study. *Statistical Modelling*, 14, 293–313.
- 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>
- Nadal-Romero, E., Cammeraat, E., Pérez-Cardiel, E., & Lasanta, T. (2016a). Effects of secondary succession and afforestation practices on soil properties after cropland abandonment in humid Mediterranean mountain areas. In *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 228, pp. 91–100). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.003>

- Nadal-Romero, E., Cammeraat, E., Pérez-Cardiel, E., & Lasanta, T. (2016b). How do soil organic carbon stocks change after cropland abandonment in Mediterranean humid mountain areas? Em *Science of the Total Environment* (Vols. 566–567, pp. 741–752).
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.031>
- Nadal-Romero, E., Khorchani, M., Gaspar, L., Arnáez, J., Cammeraat, E., Navas, A., & Lasanta, T. (2023). How do land use and land cover changes after farmland abandonment affect soil properties and soil nutrients in Mediterranean mountain agroecosystems? Em *Catena* (Vol. 226). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107062>
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T., & Cerdà, A. (2018). Integrating Extensive Livestock and Soil Conservation Policies in Mediterranean Mountain Areas for Recovery of Abandoned Lands in the Central Spanish Pyrenees. A Long-Term Research Assessment. Em *Land Degradation and Development* (Vol. 29, Número 2, pp. 262–273). <https://doi.org/10.1002/ldr.2542>
- Nadal-Romero, E., Lasanta, T., Regüés, D., Lana-Renault, N., & Cerdà, A. (2011). Hydrological response and sediment production under different land cover in abandoned farmland fields in a mediterranean mountain environment; [Respuesta hidrológica y producción de sedimentos bajo diferentes cubiertas de tierras en campos abandonados de una cuenca mediterránea]. Em *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* (Número 55, pp. 303-323+443-448).
- Nadal-Romero, E., Llena, M., Cortijos-López, M., & Lasanta, T. (2023). Afforestation after land abandonment as a nature-based solution in Mediterranean mid-mountain areas: Implications and research gaps. Em *Current Opinion in Environmental Science and Health* (Vol. 34). <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2023.100481>
- Nadeu, E., Berhe, A. A., de Vente, J., & Boix-Fayos, C. (2012). Erosion, deposition and replacement of soil organic carbon in Mediterranean catchments: A geomorphological, isotopic and land use change approach. *Biogeosciences*, 9(3), 1099–1111. <https://doi.org/10.5194/bg-9-1099-2012>

- Nadeu, E., de Vente, J., Martínez-Mena, M., & Boix-Fayos, C. (2011). Exploring particle size distribution and organic carbon pools mobilized by different erosion processes at the catchment scale. *Journal of Soils and Sediments*, 11(4), 667–678.
<https://doi.org/10.1007/s11368-011-0348-1>
- Nadeu, E., Oost, K. V., Vente, J. de, & Boix-Fayos, C. (2013). Calibración y aplicación de un modelo de erosión y dinámica del carbono (SPEROS-C) a doce pequeñas cuencas del sureste español. *Cuadernos de Investigación Geográfica*, 39(2), Artículo 2. <https://doi.org/10.18172/cig.1989>
- Nadeu, E., Van Oost, K., Boix-Fayos, C., & De Vente, J. (2014). Importance of land use patterns for erosion-induced carbon fluxes in a Mediterranean catchment. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189, 181–189. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.040>
- Nainggolan, D., de Vente, J., Boix-Fayos, C., Termansen, M., Hubacek, K., & Reed, M. S. (2012). Afforestation, agricultural abandonment and intensification: Competing trajectories in semi-arid Mediterranean agro-ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 159, 90–104.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.06.023>
- Newman, E. A., Kennedy, M. C., Falk, D. A., & McKenzie, D. (2019). Scaling and Complexity in Landscape Ecology. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7.
<https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00293>
- Nicolás, J., Lerena, S., Sierra, N., & Villar-Salvador, P. (1997). Plantación y siembra de *Quercus ilex*: Efectos de la preparación del terreno y de la utilización de protectores en la supervivencia de plantas. *Actas del II Congreso Forestal Español*. II Congreso Forestal Español, Pamplona.
- Nieto, O. M., Fernández-Ondoño, E., & Castro, J. (2014). Sustainable agricultural practices for Mediterranean olive grove. Effect of soil management on soil properties . *Spanish Journal of Soil Science*, 2, 146. <https://doi.org/10.3232/SJSS.2012.V2.N1.05>
- Novara, A., Gristina, L., Sala, G., Galati, A., Crescimanno, M., Cerdà, A., Badalamenti, E., & Mantia, T. L. (2017). Agricultural land abandonment in Mediterranean environment provides ecosystem

- services via soil carbon sequestration. Em *Science of the Total Environment* (Vol. 576, pp. 420–429). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.123>
- Novara, A., Gristina, L., Saladino, S. S., Santoro, A., & Cerdà, A. (2011). Soil erosion assessment on tillage and alternative soil managements in a Sicilian vineyard. *Soil and Tillage Research*, 117, 140–147. <https://doi.org/10.1016/j.still.2011.09.007>
- Novara, A., Keesstra, S., Cerdà, A., Pereira, P., & Gristina, L. (2016). Understanding the role of soil erosion on CO₂-C loss using ¹³C isotopic signatures in abandoned Mediterranean agricultural land. *Science of The Total Environment*, 550, 330–336. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.095>
- Novara, A., Poma, I., Sarno, M., Venezia, G., & Gristina, L. (2016). Long-Term Durum Wheat-Based Cropping Systems Result in the Rapid Saturation of Soil Carbon in the Mediterranean Semi-arid Environment. *Land Degradation & Development*, 27(3), 612–619. <https://doi.org/10.1002/ldr.2468>
- Nunes, A. (2007). *Abandono do espaço agrícola na «Beira Transmontana»: Extensão, causas e efeitos ambientais* [doctoralThesis]. <https://estudogeral.uc.pt/handle/10316/9513>
- Nunes, A. (2019). Mudanças na paisagem e serviços dos ecossistemas. Abandono agrícola e variação no carbono orgânico dos solos. *Cadernos de Geografia*, (39), Artigo 39. https://doi.org/10.14195/0871-1623_39_1
- Nunes, A., Coelho, C. O. A., de Almeida, A. C., & Figueiredo, A. (2010). Soil erosion and hydrological response to land abandonment in a central inland area of Portugal. *Land Degradation & Development*, 21(3), 260–273. <https://doi.org/10.1002/ldr.973>
- Nunes, S., Gastauer, M., Cavalcante, R. B. L., Ramos, S. J., Caldeira, C. F., Silva, D., Rodrigues, R. R., Salomão, R., Oliveira, M., Souza-Filho, P. W. M., & Siqueira, J. O. (2020). Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. *Forest Ecology and Management*, 466, 118120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118120>

- Odote, C. (2019). Implications of the Ecosystem-Based Approach to Wetlands Management on the Kenyan Coast. Em *Publications on Ocean Development* (Vol. 87, pp. 413–442).
https://doi.org/10.1163/9789004389984_014
- Oksanen, J., Simpson, G. L., Blanchet, F. G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P. R., O’Hara, R. B., Solymos, P., Stevens, M. H. H., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Borman, T., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., ... Weedon, J. (2025). *vegan: Community ecology package* [Manual]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira Baptista, F. (1993). *A Política Agrária do Estado Novo*. Edições Afrontamento.
- Oliveira Baptista, F. (2022). Política Agrícola e Reforma Agrária, 1975. Em F. Rosas (Ed.), *Revolução Portuguesa 1974-1975* (p. 350). Tinta da China.
- Orgiazzi, A., Ballabio, C., Panagos, P., Jones, A., & Fernández-Ugalde, O. (2018). LUCAS Soil, the largest expandable soil dataset for Europe: A review. *European Journal of Soil Science*, 69(1), 140–153. <https://doi.org/10.1111/ejss.12499>
- Osman, R. W. (2015). The Intermediate Disturbance Hypothesis☆. Em B. Fath (Ed.), *Encyclopedia of Ecology (Second Edition)* (pp. 441–450). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09480-X>
- O’Sullivan, L., Wall, D., Creamer, R., Bampa, F., & Schulte, R. P. O. (2018). Functional Land Management: Bridging the Think-Do-Gap using a multi-stakeholder science policy interface. *AMBIO*, 47(ue 2), 216–230. <https://doi.org/10.1007/s13280-017-0983-x>
- Otero, I., Boada, M., Badia, A., Pla, E., Vayreda, J., Sabaté, S., Gracia, C. A., & Peñuelas, J. (2011). Loss of water availability and stream biodiversity under land abandonment and climate change in a Mediterranean catchment (Olzinelles, NE Spain). Em *Land Use Policy* (Vol. 28, Número 1, pp. 207–218). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.06.002>
- Otero, I., Marull, J., Tello, E., Diana, G. L., Pons, M., Coll, F., & Boada, M. (2015). Land abandonment, landscape, and biodiversity: Questioning the restorative character of the forest transition in

- the Mediterranean. Em *Ecology and Society* (Vol. 20, Número 2). <https://doi.org/10.5751/ES-07378-200207>
- Otte, P. P., & Vik, J. (2017). Biochar systems: Developing a socio-technical system framework for biochar production in Norway. Em *Technology in Society* (Vol. 51, pp. 34–45). <https://doi.org/10.1016/j.techsoc.2017.07.004>
- Parish, E. S., Karlen, D. L., Kline, K. L., Comer, K. S., & Belden, W. W. (2023). Designing Iowa Agricultural Landscapes to Improve Environmental Co-Benefits of Bioenergy Production. *Sustainability (Switzerland)*, 15(ue 13)). <https://doi.org/10.3390/su151310051>
- Parron, L. M., Villanueva, A. J., & Glenk, K. (2022). Estimating the value of ecosystem services in agricultural landscapes amid intensification pressures: The Brazilian case. *Ecosystem Services*, 57. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2022.101476>
- Partey, S. T., Zougmore, R. B., Ouedraogo, M., & Thevathasan, N. V. (2017). Why Promote Improved Fallows as a Climate-Smart Agroforestry Technology in Sub-Saharan Africa? *SUSTAINABILITY*, 9(11). <https://doi.org/10.3390/su9111887>
- Pausas, J. G., Bladé, C., Valdecantos, A., Seva, J. P., Fuentes, D., Alloza, J. A., Vilagrosa, A., Bautista, S., Cortina, J., & Vallejo, R. (2004). Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice — a review. *Plant Ecology*, 171(1), 209–220. <https://doi.org/10.1023/B:VEGE.0000029381.63336.20>
- Peco, B., Carmona, C. P., Pablos, I. de, & Azcárate, F. M. (2012). Effects of grazing abandonment on functional and taxonomic diversity of Mediterranean grasslands. Em *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 152, pp. 27–32). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.009>
- Pellerin, S., Bamière, L., Angers, D., Béline, F., Benoit, M., Butault, J.-P., Chenu, C., Colnenne-David, C., Cara, S. D., Delame, N., Doreau, M., Dupraz, P., Faverdin, P., Garcia-Launay, F., Hassouna, M., Hénault, C., Jeuffroy, M.-H., Klumpp, K., Metay, A., & Chemineau, P. (2017). Identifying cost-competitive greenhouse gas mitigation potential of French agriculture. *Environmental*

Science & Policy, 77, 130–139.

<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.08.003>

Peña-Angulo, D., Khorchani, M., Errea, P., Lasanta, T., Martínez-Arnáiz, M., & Nadal-Romero, E.

(2019). Factors explaining the diversity of land cover in abandoned fields in a Mediterranean mountain area. Em *Catena* (Vol. 181). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.05.010>

Penado, A., Rebelo, H., Goulson, D., Wood, T. J., Porto, M., Rotheray, E. L., & Beja, P. (2022). From pastures to forests: Changes in Mediterranean wild bee communities after rural land abandonment. Em *Insect Conservation and Diversity* (Vol. 15, Número 3, pp. 325–336).

<https://doi.org/10.1111/icad.12562>

Peñuelas, J., & Sardans, J. (2021). Global Change and Forest Disturbances in the Mediterranean Basin: Breakthroughs, Knowledge Gaps, and Recommendations. *Forests*, 12(5), Artículo 5.

<https://doi.org/10.3390/f12050603>

Pérez-Luque, A. J., Bonet-García, F. J., & Zamora, R. (2021). Colonization pattern of abandoned croplands by quercus pyrenaica in a mediterranean mountain region. Em *Forests* (Vol. 12, Número 11). <https://doi.org/10.3390/f12111584>

Perpiña Castillo, C., Coll Aliaga, E., Lavalle, C., & Martínez Llario, J. C. (2020). An Assessment and Spatial Modelling of Agricultural Land Abandonment in Spain (2015–2030). *Sustainability*, 12(2), Artículo 2. <https://doi.org/10.3390/su12020560>

Persiani, A., Diacono, M., & Montemurro, F. (2023). Agroecological practices in organic fennel cultivation to improve environmental sustainability. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 47(ue 5), 668–686. <https://doi.org/10.1080/21683565.2023.2180699>

Petanidou, T., Kizos, T., & Soulakellis, N. (2008). Socioeconomic dimensions of changes in the agricultural landscape of the Mediterranean basin: A case study of the abandonment of cultivation terraces on Nisyros Island, Greece. Em *Environmental Management* (Vol. 41, Número 2, pp. 250–266). <https://doi.org/10.1007/s00267-007-9054-6>

- Piché, N., & Kelting, D. L. (2015). Recovery of soil productivity with forest succession on abandoned agricultural land. *Restoration Ecology*, 23(5), 645–654. <https://doi.org/10.1111/rec.12241>
- Pimenta, T. (1999). *Diretrizes para a aplicação da Equação Universal de Perda dos Solos em SIG. Fator de Cultura C e Fator de Erodibilidade do Solo K*. INAG/DSRH. https://snirh.apambiente.pt/snirh/download/relatorios/factorC_K.pdf
- Pinto, L., Martinho, M., Marques, P., & Canhao, V. (2011). As soluções de Engenharia versus condicionantes ambientais e patrimoniais no subsistema do Ardila (EFMA). *Jornadas Técnicas APRH - A Engenharia dos Aproveitamentos Hidroagrícolas: actualidade e desafios futuros*.
- Pinto-Gomes, C. (1998). *Estudo Fitossociológico do Barrocal Algarvio (Tavira-Portimão)* [doctoralThesis, Universidade de Évora]. <https://dspace.uevora.pt/rdpc/handle/10174/11025>
- Pires, A. P. F., Srivastava, D. S., Marino, N. A. C., MacDonald, A. A. M., Figueiredo-Barros, M. P., & Farjalla, V. F. (2018). Interactive effects of climate change and biodiversity loss on ecosystem functioning. *Ecology*, 99(5), 1203–1213. <https://doi.org/10.1002/ecy.2202>
- Piscitelli, L., Colovic, M., Aly, A., Hamze, M., Todorovic, M., Cantore, V., & Albrizio, R. (2021). Adaptive Agricultural Strategies for Facing Water Deficit in Sweet Maize Production: A Case Study of a Semi-Arid Mediterranean Region. *Water*, 13(22), Artigo 22. <https://doi.org/10.3390/w13223285>
- Plieninger, T., Hui, C., Gaertner, M., & Huntsinger, L. (2014). The impact of land abandonment on species richness and abundance in the Mediterranean Basin: A meta-analysis. Em *PLoS ONE* (Vol. 9, Número 5). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0098355>
- Poeplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., Van Wesemael, B., Schumacher, J., & Gensior, A. (2011). Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone – carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology*, 17(7), 2415–2427. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02408.x>

- Poyatos, R., Latron, J., & Llorens, P. (2003). Land use and land cover change after agricultural abandonment: The case of a Mediterranean Mountain area (Catalan Pre-Pyrenees). Em *Mountain Research and Development* (Vol. 23, Número 4, pp. 362–368).
[https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023%255B0362:LUALCC%255D2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023%255B0362:LUALCC%255D2.0.CO;2)
- Prada, J., Dinis, L.-T., Soriato, E., Vandelle, E., Soletkin, O., Uysal, Ş., Dihazi, A., Santos, C., & Santos, J. A. (2024). Climate change impact on Mediterranean viticultural regions and site-specific climate risk-reduction strategies. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 29(6), 52. <https://doi.org/10.1007/s11027-024-10146-0>
- Priori, S., Barbetti, R., Meini, L., Morelli, A., Zampolli, A., & D’Avino, L. (2019). Towards economic land evaluation at the farm scale based on soil physical-hydrological features and ecosystem services. *Water (Switzerland)*, 11(ue 8). <https://doi.org/10.3390/w11081527>
- Prommer, J., Walker, T. W. N., Wanek, W., Braun, J., Zezula, D., Hu, Y., Hofhansl, F., & Richter, A. (2020). Increased microbial growth, biomass, and turnover drive soil organic carbon accumulation at higher plant diversity. *Global Change Biology*, 26(2), 669–681.
<https://doi.org/10.1111/gcb.14777>
- Pueyo, Y., & Beguería, S. (2007). Modelling the rate of secondary succession after farmland abandonment in a Mediterranean mountain area. Em *Landscape and Urban Planning* (Vol. 83, Número 4, pp. 245–254). <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.008>
- Qin, W., Wang, K., Min, K., Zhang, Y., Wang, Z., & Liu, X. (2024). Agricultural land abandonment promotes soil aggregation and aggregate-associated organic carbon accumulation: A global meta-analysis. *Plant and Soil*, 503(1), 629–644. <https://doi.org/10.1007/s11104-024-06609-7>
- Quintas-Soriano, C., Buerkert, A., & Plieninger, T. (2022). Effects of land abandonment on nature contributions to people and good quality of life components in the Mediterranean region: A review. Em *Land Use Policy* (Vol. 116). <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106053>

- Quintas-Soriano, C., Torralba, M., García-Martín, M., & Plieninger, T. (2023). Narratives of land abandonment in a biocultural landscape of Spain. *Regional Environmental Change*, 23(4), 144. <https://doi.org/10.1007/s10113-023-02125-z>
- Quintela, A., Ferreira, D., Fabres, S., & Coutinho, J. (2024). A Survey of Organic Carbon Stocks in Mineral Soils of *Eucalyptus globulus* Labill. Plantations under Mediterranean Climate Conditions. *Forests*, 15(8), Artigo 8. <https://doi.org/10.3390/f15081335>
- R Core Team. (2021). *R: a language and environment for statistical computing* [Manual]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>
- Ramos, T. B., Horta, A., Gonçalves, M. C., Pires, F. P., Duffy, D., & Martins, J. C. (2017). The INFOSOLO database as a first step towards the development of a soil information system in Portugal. *CATENA*, 158, 390–412. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.07.020>
- Reich, E., Guo, J., Peltier, D., Palmquist, E., Samuels-Crow, K., Boone, R., & Ogle, K. (2025). Precipitation Pulse Dynamics Are Not Ubiquitous: A Global Meta-Analysis of Plant and Ecosystem Carbon- and Water-Related Pulse Responses. *Global Change Biology*, 31(7), e70327. <https://doi.org/10.1111/gcb.70327>
- Reis, J. (1979). A «Lei da Fome»: As origens do proteccionismo cerealífero (1889-1914). *Análise Social*, 15(60), 745–793.
- Reis, J. P. (2020). “Os cereais na economia portuguesa antes da campanha salazarista – as suas dinâmicas produtivas e dependências”. *Contraponto*, 9(1), Artigo 1.
- Renna, V., Martín-Gallego, P., Julián, F., Six, J., Cardinael, R., & Laub, M. (2024). Initial soil carbon losses may offset decades of biomass carbon accumulation in Mediterranean afforestation. *Geoderma Regional*, 36, e00768. <https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00768>
- Rey Benayas, J. M., Martins, A., Nicolau, J. M., & Schulz, J. J. (2007). Abandonment of agricultural land: An overview of drivers and consequences. *CABI Reviews*, 2007, 14 pp. <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR20072057>

- Rey-Benayas, J. M., Galván, I., & Carrascal, L. M. (2010). Differential effects of vegetation restoration in Mediterranean abandoned cropland by secondary succession and pine plantations on bird assemblages. Em *Forest Ecology and Management* (Vol. 260, Número 1, pp. 87–95).
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.04.004>
- Robledano-Aymerich, F., Romero-Díaz, A., Belmonte-Serrato, F., Zapata-Pérez, V. M., Martínez-Hernández, C., & Martínez-López, V. (2014). Ecogeomorphological consequences of land abandonment in semiarid Mediterranean areas: Integrated assessment of physical evolution and biodiversity. Em *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 197, pp. 222–242).
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.08.006>
- Rodeghiero, M., Rubio, A., Díaz-Pinés, E., Romanyà, J., Marañón-Jiménez, S., Levy, G., Fernandez-Getino, A., Sebastia, M.-T., Karyotis, T., Chiti, T., Costantino, S., Martins, A., Madeira, M., Zhiyanski, M., Gristina, L., & La Mantia, T. (2011). Soil Carbon in Mediterranean Ecosystems and Related Management Problems. Em *Soil Carbon in Sensitive European Ecosystems: From Science to Land Management* (pp. 175–218). <https://doi.org/10.1002/9781119970255.ch8>
- Rodrigo-Comino, J., MARTÍNEZ-HERNÁNDEZ, C., ISERLOH, T., & CERDÀ, A. (2018). Contrasted Impact of Land Abandonment on Soil Erosion in Mediterranean Agriculture Fields. Em *Pedosphere* (Vol. 28, Número 4, pp. 617–631). [https://doi.org/10.1016/s1002-0160\(17\)60441-7](https://doi.org/10.1016/s1002-0160(17)60441-7)
- Rodrigues, L., Hardy, B., Huyghebeart, B., Fohrafellner, J., Fornara, D., Barančíková, G., Bárcena, T. G., De Boever, M., Di Bene, C., Feizienė, D., Kätterer, T., Laszlo, P., O’Sullivan, L., Seitz, D., & Leifeld, J. (2021). Achievable agricultural soil carbon sequestration across Europe from country-specific estimates. *Global Change Biology*, 27(24), 6363–6380.
<https://doi.org/10.1111/gcb.15897>
- Rodrigues, S., & Horan, E. (2018). The Role of Biochar in Sustainable Agriculture, and Climate Change Mitigation for Sustainable Cities. Em *World Sustainability Series* (pp. 437–447).
https://doi.org/10.1007/978-3-319-73293-0_25

- Romanyà, J., Rovira, P., Duguy, B., Vallejo, R., & Rubio, A. (2010). C sequestration issues in the Mediterranean soils. *Greenhouse-Gas Budget of Soils under Changing Climate and Land Use (BurnOut)* • COST 639 • 2006-2010.
- Romero-Calcerrada, R., & Perry, G. L. W. (2004). The role of land abandonment in landscape dynamics in the SPA 'Encinares del río Alberche y Cofio, Central Spain, 1984–1999. *Landscape and Urban Planning*, 66(4), 217–232. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00112-9](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00112-9)
- Romero-Díaz, A., Ruiz-Sinoga, J. D., Robledano-Aymerich, F., Brevik, E. C., & Cerdà, A. (2017). Ecosystem responses to land abandonment in Western Mediterranean Mountains. Em *Catena* (Vol. 149, pp. 824–835). <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.08.013>
- Roux, D. J., Kingsford, R. T., & Cockburn, J. (2025). Strategic Adaptive Management for Transparency, Accountability and Learning: Insights from More Than a Quarter Century of Practice. *Environmental Management*, 75(10), 2521–2539. <https://doi.org/10.1007/s00267-025-02272-5>
- Roxo, M. J. (1994). *A acção antrópica no processo de degradação de solos—A Serra de Serpa e Mértola* [Tese de Doutoramento]. Universidade Nova de Lisboa.
- Roxo, M. J., & Calvo-Cases, A. (2019). Soil erosion and soil hydrology recovery time and factors after agriculture abandonment. Em G. del Barrio & R. Lázaro (Eds.), *Geoecology and desertification, from physical to human factors*. (pp. 86–87). Estacion Experimental de Zonas Áridas (CSIC). <http://dx.doi.org/10.20350/digitalCSIC/10579>
- Roxo, M. J., Cerqueira, H. M., & Calvo-Cases, A. (2023). The role of land use and land cover changes in triggering soil losses in the SE Alentejo, Portugal. *Land Degradation & Development*, 34(18), 5954–5968. <https://doi.org/10.1002/ldr.4889>
- Roy, O., Meena, R. S., Kumar, S., Jhariya, M. K., & Pradhan, G. (2022). Assessment of land use systems for CO₂ sequestration, carbon credit potential, and income security in Vindhyan region, India. *Land Degradation and Development*, 33(ue 4), 670–682. <https://doi.org/10.1002/ldr.4181>

- Rudolf, K., Hennings, N., Dippold, M. A., Edison, E., & Wollni, M. (2021). Improving economic and environmental outcomes in oil palm smallholdings: The relationship between mulching, soil properties and yields. Em *AGRICULTURAL SYSTEMS* (Vol. 193). ELSEVIER SCI LTD.
<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103242>
- Ruiz-Colmenero, M., Bienes, R., Eldridge, D. J., & Marques, M. J. (2013). Vegetation cover reduces erosion and enhances soil organic carbon in a vineyard in the central Spain. *CATENA*, 104, 153–160. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.007>
- Rumpel, C., Amiraslani, F., Chenu, C., Garcia Cardenas, M., Kaonga, M., Koutika, L. S., Ladha, J., Madari, B., Shirato, Y., Smith, P., Soudi, B., Soussana, J. F., Whitehead, D., Wollenberg, E., Cardenas, M. G., Kaonga, M., Koutika, L. S., Ladha, J., Madari, B., & Wollenberg, E. (2020). The 4p1000 initiative: Opportunities, limitations and challenges for implementing soil organic carbon sequestration as a sustainable development strategy. *Ambio*, 49(1), 350–360.
<https://doi.org/10.1007/s13280-019-01165-2>
- Russell-Smith, J., & Sangha, K. K. (2018). Emerging opportunities for developing a diversified land sector economy in Australia's northern savannas. *The Rangeland Journal*, 40(4), 315.
<https://doi.org/10.1071/RJ18005>
- Ryschawy, J., Tiffany, S., Gaudin, A., Niles, M. T., & Garrett, R. D. (2021). Moving niche agroecological initiatives to the mainstream: A case-study of sheep-vineyard integration in California. *Land Use Policy*, 109. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2021.105680>
- Saïd, S. (2002). Floristic and life form diversity in post-pasture successions on a Mediterranean island (Corsica). *Plant Ecology*, 162(1), 67–76. <https://doi.org/10.1023/A:1020389428956>
- Salvati, L., Kosmas, C., Kairis, O., Karavitis, C., Acikalin, S., Belgacem, A., Solé-Benet, A., Chaker, M., Fassouli, V., Gokceoglu, C., Gungor, H., Hessel, R., Khatteli, H., Kounalaki, A., Laouina, A., Ocakoglu, F., Ouessar, M., Ritsema, C., Sghaier, M., ... de Vente, J. (2015). Unveiling soil degradation and desertification risk in the Mediterranean basin: A data mining analysis of the relationships between biophysical and socioeconomic factors in agro-forest landscapes.

- Journal of Environmental Planning and Management*, 58(10), 1789–1803.
<https://doi.org/10.1080/09640568.2014.958609>
- Salvati, L., Mavrakakis, A., Colantoni, A., Mancino, G., & Ferrara, A. (2015). Complex Adaptive Systems, soil degradation and land sensitivity to desertification: A multivariate assessment of Italian agro-forest landscape. *Science of the Total Environment*, 521–522(1), 235–245.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.094>
- Salvia, R., Sateriano, A., Ciaschini, C., Escrivà-Saneugenio, F., Quaranta, G., Postigliola, M., Scarpitta, D., & Salvati, L. (2025). Chapter 1—A new “sustainability thinking” for land resources, economic growth, and global change in Southern Europe. Em L. Salvati (Ed.), *Environmental Sustainability and Global Change* (pp. 1–17). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-443-31596-1.00001-5>
- Sampaio, J. A. (1965). *Problemas de matéria orgânica na agricultura Alentejana*. Federação dos Grémios de Lavoura do Baixo Alentejo.
- Sancho-Reinoso, A. (2013). Land abandonment and the dynamics of agricultural landscapes in Mediterranean mountain environments: The case of Ribagorça (Spanish Pyrenees). Em *Erdkunde* (Vol. 67, Número 4, pp. 289–308). <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2013.04.01>
- San-Emeterio, L. M., Jiménez-Morillo, N. T., Pérez-Ramos, I. M., Domínguez, M. T., & González-Pérez, J. A. (2023). Changes in soil organic matter molecular structure after five-years mimicking climate change scenarios in a Mediterranean savannah. *Science of The Total Environment*, 857, 159288. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159288>
- Santini, N. S., Villarruel-Arroyo, A., Adame, M. F., Lovelock, C. E., Nolan, R. H., Gálvez-Reyes, N., González, E. J., Olivares-Resendiz, B., Mastretta-Yanes, A., & Piñero, D. (2020). Organic Carbon Stocks of Mexican Montane Habitats: Variation Among Vegetation Types and Land-Use. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.581476>

- Santos, M. P., Morais, T. G., Domingos, T., & Teixeira, R. F. M. (2022). Valuing Ecosystem Services Provided by Pasture-Based Beef Farms in Alentejo, Portugal. *LAND*, 11(12).
<https://doi.org/10.3390/land11122238>
- Santos, R., & Roxo, M. J. (2017). Um conto de duas tragédias: O Baldio da Serra de Mértola no Alentejo (sul de Portugal) e a sua privatização , séculos XVIII a XX. Em M. Motta & M. Piccolo (Eds.), *Domínio de Outrem Volume 1—Posse e Propriedade na Era Moderna (Portugal e Brasil* (Vol. 1, pp. 30–66). <http://hdl.handle.net/10316/86926>
- Sanz-Cobena, A., Lassaletta, L., Aguilera, E., Prado, A. del, Garnier, J., Billen, G., Iglesias, A., Sánchez, B., Guardia, G., Abalos, D., Plaza-Bonilla, D., Puigdueta-Bartolomé, I., Moral, R., Galán, E., Arriaga, H., Merino, P., Infante-Amate, J., Meijide, A., Pardo, G., & Smith, P. (2017). Strategies for greenhouse gas emissions mitigation in Mediterranean agriculture: A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 238(January 2017), 5–24.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.09.038>
- Sarah, P. (2004). Nonlinearity of ecogeomorphic processes along Mediterranean-arid transect. *Geomorphology*, 60(3), 303–317. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2003.09.019>
- Sardans, J., & Peñuelas, J. (2013). Plant-soil interactions in Mediterranean forest and shrublands: Impacts of climatic change. *Plant and soil*, 365(1–2), 1–33. <https://doi.org/10.1007/s11104-013-1591-6>
- Scharlemann, J. P. W., Tanner, E. V. J., Hiederer, R., & Kapos, V. (2014). Global soil carbon: Understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(ue 1), 81–91. <https://doi.org/10.4155/cmt.13.77>
- Schillaci, C., Saia, S., Lipani, A., Perego, A., Zaccone, C., & Acutis, M. (2021). Validating the regional estimates of changes in soil organic carbon by using the data from paired-sites: The case study of Mediterranean arable lands. *Carbon Balance and Management*, 16(1), 19.
<https://doi.org/10.1186/s13021-021-00182-7>

- Schirone, B., Vessella, F., & Varela, M. C. (2019). *Quercus ilex—Technical guidelines for genetic conservation of Holm oak* (Technical guidelines for genetic conservation and use) [Relatório técnico]. EUFORGEN. 978-952-5980-62-2.
<https://www.euforgen.org/publications/publication/quercus-ilex-technical-guidelines-for-genetic-conservation-of-holm-oak>
- Schulp, C. J. E., Nabuurs, G.-J., & Verburg, P. H. (2008). Future carbon sequestration in Europe—Effects of land use change. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 127(3), 251–264.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.04.010>
- Sedlar, Z., Alegro, A., Radović, A., Brigić, A., & Hršak, V. (2018). Extreme land-cover and biodiversity change as an outcome of land abandonment on a Mediterranean island (eastern Adriatic). *Em Plant Biosystems* (Vol. 152, Número 4, pp. 728–737).
<https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1330774>
- Segarra, J., Fernández-Martínez, J., & Araus, J. L. (2023). Managing abandoned Mediterranean mountain landscapes: The effects of donkey grazing on biomass control and floral diversity in pastures. *CATENA*, 233, 107503. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2023.107503>
- Serra, P., Pons, X., & Saurí, D. (2008). Land-cover and land-use change in a Mediterranean landscape: A spatial analysis of driving forces integrating biophysical and human factors. *Applied Geography*, 28(3), 189–209. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2008.02.001>
- Serrano, A. R., Peco, B., Morillo, J. A., & Ochoa-Hueso, R. (2024). Abandonment of traditional livestock grazing reduces soil fertility and enzyme activity, alters soil microbial communities, and decouples microbial networks, with consequences for forage quality in Mediterranean grasslands. *Em Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 366).
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.108932>
- Sharma, M., Kaushal, R., Kaushik, P., & Ramakrishna, S. (2021). Carbon farming: Prospects and challenges. *Sustainability (Switzerland)*, 13(ue 19)). <https://doi.org/10.3390/su131911122>

- Sheffer, E. (2012). A review of the development of Mediterranean pine-oak ecosystems after land abandonment and afforestation: Are they novel ecosystems? Em *Annals of Forest Science* (Vol. 69, Número 4, pp. 429–443). <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0181-0>
- Shukla, P. R., Skea, J., Buendia, E. C., Masson-Delmotte, V., Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Zhai, P., Slade, R., Connors, S., Diemen, R. van, Ferrat, M., Haughey, E., Luz, S., Neogi, S., Pathak, M., Petzold, J., Pereira, J. P., Vyas, P., Huntley, E., & Malley, J. (2019). Climate Change and Land: An IPCC special report. *Climate Change and Land: An IPCC*. <https://www.ipcc.ch/srccl/>
- Sillero-Medina, J. A., Pérez-González, M. E., Martínez-Murillo, J. F., & Ruiz-Sinoga, J. D. (2020). Factors affecting eco-geomorphological dynamics in two contrasting Mediterranean environments. *Geomorphology*, 352, 106996. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2019.106996>
- Silva, L. (2022, agosto). *Tojo-sovelão em Agosto de 2022*. <https://www.inaturalist.org/observations/132021265>
- Sirami, C., Brotons, L., Burfield, I., Fonderflick, J., & Martin, J.-L. (2008). Is land abandonment having an impact on biodiversity? A meta-analytical approach to bird distribution changes in the north-western Mediterranean. Em *Biological Conservation* (Vol. 141, Número 2, pp. 450–459). <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.10.015>
- Sluis, T. V. D., Kizos, T., & Pedrolí, B. (2014). Landscape change in Mediterranean farmlands: Impacts of land abandonment on cultivation terraces in Portofino (Italy) and Lesvos (Greece). Em *Journal of Landscape Ecology(Czech Republic)* (Vol. 7, Número 1, pp. 23–44). <https://doi.org/10.2478/jlecol-2014-0008>
- Sluiter, R., & Jong, S. M. D. (2007). Spatial patterns of Mediterranean land abandonment and related land cover transitions. Em *Landscape Ecology* (Vol. 22, Número 4, pp. 559–576). <https://doi.org/10.1007/s10980-006-9049-3>
- Sluiter, R., & Jong, S. M. D. (2008). Monitoring land abandonment in the Mediterranean region: An example of the Peyne area, Languedoc, France. Em *Nederlandse Geografische Studies* (Número 376, pp. 85–92).

- Smith, P. (2016). Soil carbon sequestration and biochar as negative emission technologies. *Global Change Biology*, 22(3), 1315–1324. <https://doi.org/10.1111/gcb.13178>
- Smith, P., Calvin, K., Nkem, J., Campbell, D., Cherubini, F., Grassi, G., Korotkov, V., Le Hoang, A., Lwasa, S., McElwee, P., Nkonya, E., Saigusa, N., Soussana, J. F., Taboada, M. A., Manning, F. C., Nampanzira, D., Arias-Navarro, C., Vizzarri, M., House, J., & Arneth, A. (2020). Which practices co-deliver food security, climate change mitigation and adaptation, and combat land degradation and desertification? *Global Change Biology*, 26(3), 1532–1575. <https://doi.org/10.1111/gcb.14878>
- Sollen-Norrlin, M., Ghaley, B. B., & Rintoul, N. L. J. (2020). Agroforestry Benefits and Challenges for Adoption in Europe and Beyond. *SUSTAINABILITY*, 12(17). <https://doi.org/10.3390/su12177001>
- Spohn, M., Bagchi, S., Biederman, L. A., Borer, E. T., Bråthen, K. A., Bugalho, M. N., Caldeira, M. C., Catford, J. A., Collins, S. L., Eisenhauer, N., Hagenah, N., Haider, S., Hautier, Y., Knops, J. M. H., Koerner, S. E., Laanisto, L., Lekberg, Y., Martina, J. P., Martinson, H., ... Yahdjian, L. (2023). The positive effect of plant diversity on soil carbon depends on climate. *Nature Communications*, 14(1), 6624. <https://doi.org/10.1038/s41467-023-42340-0>
- 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 & Environment*, 164, 80–99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.10.001>
- Sulman, B. N., Harden, J., He, Y., Treat, C., Koven, C., Mishra, U., O'Donnell, J. A., & Nave, L. E. (2020). Land Use and Land Cover Affect the Depth Distribution of Soil Carbon: Insights From a Large Database of Soil Profiles. *Frontiers in Environmental Science*, 8. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00146>

- Šumrada, T., Erjavec, E., Šilc, U., & Žgajnar, J. (2024). Socio-Economic Viability of the High Nature Value Farmland under the CAP 2023–2027: The Case of a Sub-Mediterranean Region in Slovenia. *Agriculture*, 14(10), Artigo 10. <https://doi.org/10.3390/agriculture14101699>
- Sun, W., & Xu, C. (2021). Carbon price prediction based on modified wavelet least square support vector machine. *Science of The Total Environment*, 754, 142052. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142052>
- Symeonakis, E., Calvo-Cases, A., & Arnau-Rosalen, E. (2007). Land Use Change and Land Degradation in Southeastern Mediterranean Spain. *Environmental Management*, 40(1), 80–94. <https://doi.org/10.1007/s00267-004-0059-0>
- Tardella, F. M., & Catorci, A. (2015). Context-dependent effects of abandonment vs. Grazing on functional composition and diversity of sub-Mediterranean grasslands. In *Community Ecology* (Vol. 16, Número 2, pp. 254–266). <https://doi.org/10.1556/168.2015.16.2.13>
- Teshome, H., Tesfaye, K., Dechassa, N., Tana, T., & Huber, M. (2024). Modeling the Impact of Climate Change on Maize (*Zea mays* L.) Production and Choice of Adaptation Practices in Eastern Ethiopia. *International Journal of Environmental Research*, 18(4), 61. <https://doi.org/10.1007/s41742-024-00614-5>
- Tidiane Sall, A., Chiari, T., Legesse, W., Seid-Ahmed, K., Ortiz, R., van Ginkel, M., & Bassi, F. M. (2019). Durum Wheat (*Triticum durum* Desf.): Origin, Cultivation and Potential Expansion in Sub-Saharan Africa. *Agronomy*, 9(5), Artigo 5. <https://doi.org/10.3390/agronomy9050263>
- Tomaz, A., Patanita, M., Guerreiro, I., Dôres, J., Boteta, L., & Ferro Palma, J. (2018). *Efficient use of water and nutrients in irrigated cropping systems in the Alqueva region*. <http://hdl.handle.net/20.500.12207/4726>
- Torvanger, A. (2019). Governance of bioenergy with carbon capture and storage (BECCS): Accounting, rewarding, and the Paris agreement. *CLIMATE POLICY*, 19(ue 3), 329–341. <https://doi.org/10.1080/14693062.2018.1509044>

- Traba, J., Levassor, C., & Peco, B. (2003). Restoration of species, richness in abandoned Mediterranean grasslands: Seeds in cattle dung. Em *Restoration Ecology* (Vol. 11, Número 3, pp. 378–384). <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2003.00227.x>
- Tubiello, F. (2012). *Climate Change Adaptation and Mitigation—Challenges and Opportunities for the Food Sector* (High-Level Conference on World Food Security: the Challenges of Climate Change and Bioenergy). Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). <https://www.fao.org/4/i2855e/i2855e.pdf>
- Tzanopoulos, J., Mitchley, J., & Pantis, J. D. (2007). Vegetation dynamics in abandoned crop fields on a Mediterranean island: Development of succession model and estimation of disturbance thresholds. Em *Agriculture, Ecosystems and Environment* (Vol. 120, Números 2–4, pp. 370–376). <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.10.011>
- Ursino, N., & Romano, N. (2014). Wild forest fire regime following land abandonment in the Mediterranean region. Em *Geophysical Research Letters* (Vol. 41, Número 23, pp. 8359–8368). <https://doi.org/10.1002/2014GL061560>
- USDA. (2019). *Soil Bulk Density / Moisture / Aeration* (Soil Health - Guides for Educators). United States Department of Agriculture - National Resources Conservation Service. <https://www.nrcs.usda.gov/sites/default/files/2022-10/Soil%20Bulk%20Density%20Moisture%20Aeration.pdf>
- Ustaoglu, E., & Collier, M. J. (2018). Farmland abandonment in Europe: An overview of drivers, consequences, and assessment of the sustainability implications. *Environmental Reviews*, 26(4), 396–416. <https://doi.org/10.1139/er-2018-0001>
- Vadillo, J. A., Martinez, T. L., Ortigosa-Izquierdo, L. M., & Flano, P. R. (1990). Abandonment of agricultural land in the sub-Mediterranean mountains of Spain, the central Pyrenees and the Iberian System; [L'abandon de l'espace agricole dans la montagne submediterraneenne en Espagne (Pyrenees centrales et Systeme iberique)]. Em *Revue Geographique des Pyrenees et du Sud-Ouest* (Vol. 61, Número 2, pp. 237–253). <https://doi.org/10.3406/rgpso.1990.3207>

- van der Maarel, E. (2007). Transformation of cover-abundance values for appropriate numerical treatment—Alternatives to the proposals by Podani. *Journal of Vegetation Science*, 18(5), 767–770. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2007.tb02592.x>
- Van Doorn, A. M., & Bakker, M. M. (2007). The destination of arable land in a marginal agricultural landscape in South Portugal: An exploration of land use change determinants. *Landscape Ecology*, 22(7), 1073–1087. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9093-7>
- Van Oost, K., & Six, J. (2023). Reconciling the paradox of soil organic carbon erosion by water. *Biogeosciences*, 20(3), 635–646. <https://doi.org/10.5194/bg-20-635-2023>
- Vandaele, K., Poesen, J., Marques De Silva, J. R., Govers, G., & Desmet, P. (1997). Assessment of factors controlling ephemeral gully erosion in Southern Portugal and Central Belgium using aerial photographs. *Zeitschrift Für Geomorphologie*, 273–287. <https://doi.org/10.1127/zfg/41/1997/273>
- Venmans, F., Ellis, J., & Nachtigall, D. (2020). Carbon pricing and competitiveness: Are they at odds? *Climate Policy*, 20(9), 1070–1091. <https://doi.org/10.1080/14693062.2020.1805291>
- Vicente-Vicente, J. L., Gómez-Muñoz, B., Hinojosa-Centeno, M. B., Smith, P., & Garcia-Ruiz, R. (2017). Carbon saturation and assessment of soil organic carbon fractions in Mediterranean rainfed olive orchards under plant cover management. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 245, 135–146. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.020>
- Vila Subirós, J., Rodríguez-Carreras, R., Varga, D., Ribas, A., Úbeda, X., Asperó, F., Llausàs, A., & Outeiro, L. (2016). Stakeholder Perceptions of Landscape Changes in the Mediterranean Mountains of the North-Eastern Iberian Peninsula. *Land Degradation & Development*, 27(5), 1354–1365. <https://doi.org/10.1002/ldr.2337>
- Volpi, I., Marchi, S., Petacchi, R., Hoxha, K., & Guidotti, D. (2023). Detecting olive grove abandonment with Sentinel-2 and machine learning: The development of a web-based tool for land management. *Smart Agricultural Technology*, 3, 100068. <https://doi.org/10.1016/j.atech.2022.100068>

- Wan, Q., Zhu, G., Guo, H., Zhang, Y., Pan, H., Yong, L., & Ma, H. (2019). Influence of Vegetation Coverage and Climate Environment on Soil Organic Carbon in the Qilian Mountains. *Scientific Reports*, 9(1), 17623. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53837-4>
- Wang, J., Zhou, W., & McPhearson, T. (2025). General power law function suggests optimal size thresholds for adaptive cooling by green space in cities. *Npj Urban Sustainability*, 5(1), 35. <https://doi.org/10.1038/s42949-025-00223-x>
- Wang, L., Pedersen, P. B. M., & Svenning, J.-C. (2023). Rewilding abandoned farmland has greater sustainability benefits than afforestation. *Npj Biodiversity*, 2(1), 5. <https://doi.org/10.1038/s44185-022-00009-9>
- Webb, R. H. (2002). Recovery of Severely Compacted Soils in the Mojave Desert, California, USA. *Arid Land Research and Management*, 16(3), 291–305. <https://doi.org/10.1080/153249802760284829>
- Weissgerber, M., Chanteloup, L., & Bonis, A. (2024). Carbon stock increase during post-agricultural succession in central France: No change of the superficial soil stock and high variability within forest stages. *New Forests*, 55(5), 1533–1555. <https://doi.org/10.1007/s11056-024-10044-y>
- Weissteiner, C. J., Boschetti, M., Böttcher, K., Carrara, P., Bordogna, G., & Brivio, P. A. (2011). Spatial explicit assessment of rural land abandonment in the Mediterranean area. In *Global and Planetary Change* (Vol. 79, Números 1–2, pp. 20–36). <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2011.07.009>
- Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer-Verlag New York. <https://ggplot2.tidyverse.org>
- Wickham, H., Averick, M., Bryan, J., Chang, W., McGowan, L. D., François, R., Grolemund, G., Hayes, A., Henry, L., Hester, J., Kuhn, M., Pedersen, T. L., Miller, E., Bache, S. M., Müller, K., Ooms, J., Robinson, D., Seidel, D. P., Spinu, V., ... Yutani, H. (2019). Welcome to the tidyverse. *Journal of Open Source Software*, 4(43), 1686. <https://doi.org/10.21105/joss.01686>

- Wilkes, A., Wang, S., Lipper, L., & Chang, X. (2021). Market Costs and Financing Options for Grassland Carbon Sequestration: Empirical and Modelling Evidence From Qinghai, China. Em *FRONTIERS IN ENVIRONMENTAL SCIENCE* (Vol. 9).
<https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.657608>
- Willaarts, B. A., Oyonarte, C., Muñoz-Rojas, M., Ibáñez, J. J., & Aguilera, P. A. (2016). Environmental Factors Controlling Soil Organic Carbon Stocks in Two Contrasting Mediterranean Climatic Areas of Southern Spain. *Land Degradation & Development*, 27(3), 603–611.
<https://doi.org/10.1002/ldr.2417>
- Winter, R., Mucedda, M., Pidinchedda, E., Kierdorf, U., Schmidt, S., & Mantilla-Contreras, J. (2017). Small in Size But Rich in Bats—Species Diversity and Abandoned Man-Made Structures Put Asinara Island (Sardinia) into Conservation Focus for Bats in the Mediterranean Region. *Acta Chiropterologica*, 19(1), 119–126. <https://doi.org/10.3161/15081109ACC2017.19.1.009>
- Wu, J., Wang, M., Wang, T., & Fu, X. (2022). Evaluation of Ecological Service Function of Liquidambar formosana Plantations. *INTERNATIONAL JOURNAL OF ENVIRONMENTAL RESEARCH AND PUBLIC HEALTH*, 19(ue 22)). <https://doi.org/10.3390/ijerph192215317>
- Xu, S., Sheng, C., & Tian, C. (2020). Changing soil carbon: Influencing factors, sequestration strategy and research direction. *Carbon Balance and Management*, 15, 2.
<https://doi.org/10.1186/s13021-020-0137-5>
- Yadav, M. R., Kumar, S., Behera, B., Yadav, V. P., Khrub, A. S., Yadav, L. R., Gupta, K. C., Meena, O. P., Baloda, A. S., Raza, M. B., Panda, R. K., & Lal, M. K. (2023). Energy-Carbon Footprint, Productivity and Profitability of Barley Cultivars under Contrasting Tillage-Residue Managements in Semi-Arid Plains of North-West India. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 23(1), 1109–1124. <https://doi.org/10.1007/s42729-022-01107-0>
- Yang, Y., Hobbie, S. E., Hernandez, R. R., Fargione, J., Grodsky, S. M., Tilman, D., Zhu, Y.-G., Luo, Y., Smith, T. M., Jungers, J. M., Yang, M., & Chen, W.-Q. (2020). Restoring Abandoned Farmland

- to Mitigate Climate Change on a Full Earth. *ONE EARTH*, 3(ue 2), 176–186.
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.07.019>
- Yang, Y., Tilman, D., Furey, G., & Lehman, C. (2019). Soil carbon sequestration accelerated by restoration of grassland biodiversity. *Nature Communications*, 10, 718.
<https://doi.org/10.1038/s41467-019-08636-w>
- Zagaria, C., Schulp, C. J. E., Kizos, T., & Verburg, P. H. (2018). Perspectives of farmers and tourists on agricultural abandonment in east Lesvos, Greece. *Regional Environmental Change*, 18(5), 1467–1479. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1276-4>
- Zambon, I., Ferrara, A., Salvia, R., Mosconi, E. M., Fici, L., Turco, R., & Salvati, L. (2018). Rural districts between urbanization and land abandonment: Undermining long-term changes in mediterranean landscapes. Em *Sustainability (Switzerland)* (Vol. 10, Número 4).
<https://doi.org/10.3390/su10041159>
- Zaragozí, B., Rodríguez-Sala, J., Rabasa, A., Ramón, A., & Olcina, J. (2013). A data driven study of relationships between relief and farmland abandonment in a Mediterranean region. Em *WIT Transactions on Ecology and the Environment* (Vol. 175, pp. 219–230).
<https://doi.org/10.2495/ECO130191>
- Zhang, X., Lark, T. J., Clark, C., Yuan, Y., & LeDuc, S. D. (2021). Grassland-to-cropland conversion increased soil, nutrient, and carbon losses in the US Midwest between 2008 and 2016. *Environmental research letters : ERL [Web site]*, 16, 1–13. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abecbe>
- Zhang, Y., Hartemink, A. E., Vanwalleghem, T., Bonfatti, B. R., & Moen, S. (2024). Climate and land use changes explain variation in the A horizon and soil thickness in the United States. *Communications Earth & Environment*, 5(1), 129. <https://doi.org/10.1038/s43247-024-01299-6>
- Zomeni, M., Tzanopoulos, J., & Pantis, J. D. (2008). Historical analysis of landscape change using remote sensing techniques: An explanatory tool for agricultural transformation in Greek rural

areas. *Landscape and Urban Planning*, 86(1), 38–46.

<https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.12.006>

Zomer, R. J., Bossio, D. A., Sommer, R., & Verchot, L. V. (2017). Global Sequestration Potential of

Increased Organic Carbon in Cropland Soils. *Scientific Reports*, 7(1), 1–8.

<https://doi.org/10.1038/s41598-017-15794-8>

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1 - ESQUEMA/RESUMO DAS ESCALAS TEMÁTICAS E DE ANÁLISE NESTE TRABALHO.....	5
FIGURA 2 - LOCALIZAÇÃO E ENQUADRAMENTO DA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA, SEDES DE MUNICÍPIOS E LOCALIDADES MAIS IMPORTANTES PARA ESTE TRABALHO, PRINCIPAIS CURSOS DE ÁGUA E ESTRADAS.	47
FIGURA 3 - UNIDADES DE RELEVO E LITOLOGIA NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA.....	49
FIGURA 4 - VISTA DA PENEPLANÍCIE PARA NORTE (A) E PARA SUL (B) NA ESTRADA ENTRE A PÓVOA DE S. PEDRO E AMARELEJA.....	50
FIGURA 5 - VISTA DA PENEPLANÍCIE DESDE A ESTRADA ENTRE PEDRÓGÃO E MOURA. PARA SSE (A) E PARA NNO, COM A FALHA DA VIDIGUEIRA AO FUNDO, JÁ NA MARGEM DIREITA DO GUADIANA (B)	51
FIGURA 6 - VISTA SOBRE OS BARROS DIORÍTICOS DE SERPA A PARTIR DO MIRADOURO DA IGREJA DE NOSSA SENHORA DE GUADELOUPE (A); OLIVAIS NA ÁREA DOS DEPÓSITOS AO LONGO DA ESTRADA ENTRE SERPA E PIAS (B).	52
FIGURA 7 - VISTA SOBRE A SERRA DA ADIÇA E FICALHO NA ESTRADA ENTRE BELMEQUE E A SOBRAL DA ADIÇA; OS TOPOS DE SAVOS E CALVOS (A) E O ALINHAMENTO MALPIQUE – CAEIRA (B)	54
FIGURA 8 - VISTA SOBRE A PLATAFORMA INCLINADA DA SERRA DE BARRANCOS EM DIRECÇÃO À CONTENDA (A), E SOBRE A ESCARPA DE FALHA NO LADO ESPANHOL ONDE CORRE ENCAIXADO O CHANÇA.....	55
FIGURA 9 - RELEVO DA SERRA DE BARRANCOS EM DIRECÇÃO AO ARDILA (A); CONTINUAÇÃO DO RELEVO NA SEQUÊNCIA DA SERRA DE BARRANCOS PARA ALÉM DA FRONTEIRA (B).	56
FIGURA 10 - MORFOLOGIA DO TERRENO NO SECTOR INTERMÉDIO DA SERRA (A); MORFOLOGIA DO TERRENO PERTO DO LIMITE SUL DA SERRA, COM VISTA SOBRE O ALINHAMENTO DE RELEVOS RESIDUAIS DE DUREZA DA ALCARIA RUIVA, JÁ NA MARGEM DIREITA (B).	58
FIGURA 11 - RELEVO RESIDUAL DE DUREZA PARA NORTE, NA ESTRADA ENTRE MÉRTOLA E A MINA DE SÃO DOMINGOS, PERTENCENTE À FORMAÇÃO FILITO-QUARTZÍTICA (A); VISTA PARA LESTE SOBRE O CAMPO, NA MESMA ESTRADA, FORMAÇÃO DE MÉRTOLA (B).	59
FIGURA 12 - VALE DO GUADIANA VISTO PARA NORTE NA PONTE DA ESTRADA BEJA-SERPA, NOS GABROS DE BEJA (A); NAS VERTENTES A SUL DO PULO DO LOBO, NOS XISTOS DA FORMAÇÃO DO PULO DO LOBO (B); E NA FALHA DAS AZENHAS, A CERCA DE 1KM A MONTANTE DE MÉRTOLA (C), NA FORMAÇÃO FILITO-QUARTZÍTICA (C.1) E NOS XISTOS DA FORMAÇÃO DE MÉRTOLA (C.2). ..	60
FIGURA 13 - REGIÕES CLIMÁTICAS DO SUL DE PORTUGAL, ADAPTADO DE BRUM FERREIRA (2005)	63
FIGURA 14 - EVOLUÇÃO DA PRECIPITAÇÃO ANUAL ENTRE 1951 E 2020 PARA ALGUNS PONTOS DA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA.	64
FIGURA 15 - EVOLUÇÃO DO NÚMERO MÁXIMO DE DIAS CONSECUTIVOS SEM CHUVA (CDD) E DA PRECIPITAÇÃO MÉDIA DOS DIAS DE CHUVA > 1MM (SDII) ENTRE 1941 E 2021 PARA A ESTAÇÃO DE MÉRTOLA - VALE FORMOSO.	65
FIGURA 16 - EVOLUÇÃO DA TEMPERATURA MÁXIMA ANUAL ENTRE 1951 E 2020 PARA ALGUNS PONTOS DA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA.....	66
FIGURA 17 - TIPOS DE SOLO NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA PARA A NOMENCLATURA DA WORLD REFERENCE BASE FOR SOIL RESOURCES.....	67
FIGURA 18 - ÁREA TOTAL DE CADA MUNICÍPIO ASSOCIADA A CADA USO DO SOLO SEGUNDO A CARTA DE PERY (PERÍODO DE REFERÊNCIA 1882-1893), ADAPTADO DE FEIO (1998). AS CLASSES DA LEGENDA FORAM HARMONIZADAS PARA MELHOR CORRESPONDEREM ENTRE AS NOMENCLATURAS DE PERY E A CARTA AGRÍCOLA E FLORESTAL DO SROA (PERÍODO DE REFERÊNCIA 1951-1960). ..	87

FIGURA 19 - LOCALIZAÇÕES DAS PROPRIEDADES DE J.M. PEREIRA CORTEZ.	88
FIGURA 20 - FOTOGRAFIA DO BALDIO DA SERRA COLORADA NO INÍCIO DA ARBORIZAÇÃO (A); FOTOGRAFIA DO BALDIO DA HERDADE DA CONTENDA ANTES DE SER ARBORIZADO (B). AUTOR DESCONHECIDO.	93
FIGURA 21 - ÁREA AFECTA A CADA TIPO DE USO DO SOLO PARA OS MUNICÍPIOS DA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA PARA O PERÍODO DE REFERÊNCIA DE 1951-1960 (ADAPTADO DE FEIO, 1998).	94
FIGURA 22 - ESQUEMA CONCEPTUAL DA DISTRIBUIÇÃO DO TRABALHO NUMA PROPRIEDADE COM BONS SOLOS DA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA NO FINAL DOS ANOS 80. A CEIFA DOS CEREALIS PODE ACONTECER NO FINAL DA PRIMAVERA OU NO INÍCIO DO VERÃO DEPENDENDO DO REGIME PLUVIOMÉTRICO AO LONGO DO ANO; ENTRE A SEMEITEIRA E A COLHEITA DO GRÃO PASSAM-SE EM TORNO DE TRÊS MESES; A SEMEITEIRA DO GIRASSOL PODE OCORRER A PARTIR DO FINAL DO INVERNO, MAS POR MOTIVOS DE SIMPLIFICAÇÃO JUNTARAM-SE OS DOIS PERÍODOS.	98
FIGURA 23 - CAMPOS CULTIVADOS COM TRIGO (A) EM PRODUÇÃO INTEGRADA E AVEIA NUMA ROTAÇÃO BENEFICIÁRIA DE PAGAMENTOS NATURA (B) NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA.	101
FIGURA 24 - GADO OVINO A PASTOREAR NUMA PLANTAÇÃO RECENTE DE SOBREIRO NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA.	104
FIGURA 25 - ATRIBUIÇÃO DE SUBSÍDIOS (S) À CRIAÇÃO DE GADO BOVINO (VERMELHO), OVINO E CAPRINO (AZUL) E CEREAL (AMARELO) ENTRE 1999 E 2021 NO ALENTEJO (FONTE: GPP); VARIAÇÃO PERCENTUAL DO NÚMERO (N) DE CABEÇAS, DE GADO BOVINO, OVINO E SUÍNO E ÁREA DE CEREAL NOS ANOS APÓS A IMPLEMENTAÇÃO DA PAC (FONTE: MINISTÉRIO DA AGRICULTURA) (ROXO ET AL., 2023).	106
FIGURA 26 - NOVA PLANTAÇÃO DE OLIVAL EM SEBE EM BRINCHES.	108
FIGURA 27 - AMENDOAL ENTRE SERPA E BRINCHES.	109
FIGURA 28 - EXEMPLO DE OLIVAIS EM SEBE NA PENEPLANÍCIE ENTRE SERPA E BRINCHES.	110
FIGURA 29 - GADO BOVINO NA SERRA DE BARRANCOS.	110
FIGURA 30 – EXEMPLO DE UM MONTADO DE AZINHO ABANDONADO NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA.	111
FIGURA 31 - BARRANCO ASSOCIADO À REMOÇÃO DE MATO E CRIAÇÃO DE GADO NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA (OUTUBRO)	114
FIGURA 32 - GADO OVINO A PASTOREAR UMA ÁREA DEGRADADA DA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA (MAIO).	118
FIGURA 33 - FOTOGRAFIA DO MONTE ABANDONADO NAS TERRAS DO ESTADO EM VALE FORMOSO, NO DIA 22 DE FEVEREIRO DE 1930, AQUANDO DA CHEGADA DOS TÉCNICOS DA BRIGADA TÉCNICA DA XIV REGIÃO (A); TESTES DE SEMEITEIRA MANUAL EM LINHAS E GRADAGEM, FOTOGRAFIA DE NOVEMBRO DE 1930 (B). AMBAS AS FOTOGRAFIAS SÃO ATRIBUÍDAS AO ENG.º MIRA GALVÃO.	120
FIGURA 34 - VISTA SOBRE AS CASAS DA HERDADE DE VALE FORMOSO, A BARRAGEM E OS TALHÕES DO CENTRO EXPERIMENTAL DE EROSÃO.	121
FIGURA 35 - VISTA SOBRE ALGUNS TALHÕES DO GRUPO 1 DO CENTRO EXPERIMENTAL DE EROSIÃO DE VALE FORMOSO.	123
FIGURA 36 - LOCAIS DE RECOLHA DAS AMOSTRAS NOS TALHÕES T1, T7x, T13A E T16 (DEPOIS DA MUDANÇA DE USO EM OUTUBRO DE 2023). AS PARCELAS T2, T3, T4, T5, T6, T7, T8, T9, T10, T11, T12, T13, T14 E T15 UTILIZARAM UM ESQUEMA SEMELHANTE A T1, E A PARCELA T16 (ATÉ OUTUBRO DE 2023) UM ESQUEMA SEMELHANTE À T13A.	128
FIGURA 37 - CILINDRO DE 100 CM ³ (A), PROCESSO DE RECOLHA DA AMOSTRA PARA ANÁLISE DA DENSIDADE APARENTE (B) E AMOSTRAS DEPOIS DE 24H NA MUFLA 105°C (C).	131
FIGURA 38 - PARTE DA AMOSTRA PASSADA DEPOIS DE PISADA PELO ALMOFARIZ (A) E PASSADA PELO CRIVO DE 2MM (B) RESULTANDO NUMA SUB-AMOSTRA DE CERCA DE 15G PRONTA PARA ANÁLISE (C).	132

FIGURA 39 - ESQUEMA EXPERIMENTAL ORIGINAL (1961-2008) E ACTUAL (2017-PRESENTE) DOS TALHÕES DO CENTRO EXPERIMENTAL DE EROÇÃO DE VALE FORMOSO.....	139
FIGURA 40 - PLANO DE VOO PARA OS VOOS À HERDADE DE VALE FORMOSO EM OUTUBRO DE 2021 E SETEMBRO DE 2023.....	148
FIGURA 41 - PONTOS DE CONTROLO PARA OS VOOS NA HERDADE DE VALE FORMOSO EM OUTUBRO DE 2021 E SETEMBRO DE 2023 (A) E SISTEMA DE PONTOS DE CONTROLO MÓVEIS RECOLHIDOS ATRAVÉS DE RECEPTOR GNSS-RTK (B).....	148
FIGURA 42 - PLANO DE VOO PARA O LEVANTAMENTO SAZONAL NOS TALHÕES EXPERIMENTAIS DO CEEVF.....	149
FIGURA 43 - LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE CONTROLO NOS TALHÕES DO CEEVF (A), RESPECTIVAS MARCAS DE CAMPO (B) E LOCAL DE PARTIDA DO VOO (H).	150
FIGURA 44 - LOCALIZAÇÃO DOS PONTOS DE SOLO A DESCOBERTO NUM TESTE NO TALHÃO 6 (A), E A COMPARAÇÃO DE RESULTADOS DP DTM GERADO A PARTIR DE TIN, EBK E IDW COM A REFERÊNCIA DO DEM DE SETEMBRO DE 2023 (B).	153
FIGURA 45 - EXEMPLO DA APLICAÇÃO DE UMA REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA E INTERVALO DE CONFIANÇA A UMA NUVEM DE PONTOS QUE APRESENTA UM COMPORTAMENTO GERAL ASSOCIADO A UMA CURVA POTÊNCIA.	156
FIGURA 46 - TEOR DE CARBONO ORGÂNICO EM PORCENTAGEM (A) E TEOR DE CARBONO NO SOLO EM $t\ C\ ha^{-1}$ (B) NO HORIZONTE A PARA OS SOLOS DA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA, COM BASE NA CARTA DE SOLOS 1:25 000 E NA CARACTERIZAÇÃO DOS SOLOS A SUL DO TEJO DE CARDOSO (1965).....	170
FIGURA 47 - TEOR DE CARBONO ORGÂNICO (%) A 20 CM PARA DIFERENTES SITUAÇÕES DE USO DO SOLO IDENTIFICADAS NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA COM BASE EM DADOS OBTIDOS POR TRABALHO DE CAMPO E DISPONÍVEIS NAS BASES DE DADOS LUCAS E INFOSOLO.....	173
FIGURA 48 - CARBONO ORGÂNICO NO SOLO (OC (%)) MÉDIO A UM PERFIL DE 20 CM PARA TODOS OS LOCAIS COM AMOSTRAS NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA PARA LOCAIS ANALISADOS POR TRABALHO DE CAMPO (43 LOCAIS), E OS LOCAIS ANALISADOS DAS BASES DE DADOS LUCAS (20 PARCELAS) E INFOSOLO (83 PARCELAS).....	174
FIGURA 49 - OCUPAÇÃO DO SOLO PARA OS ANOS DE 1995 (A) E 2018 (B) COM BASE NA CARTA DE OCUPAÇÃO DO SOLO. AS CLASSES FORAM OBTIDAS ATRAVÉS DA RECLASSIFICAÇÃO E HARMONIZAÇÃO DAS LEGENDAS NO NÍVEL DE MAIOR DETALHE DA COS....	177
FIGURA 50 – TEOR DE CARBONO NO SOLO ESTIMADO PARA 2018 COM BASE NA METODOLOGIA PROPOSTA POR CERQUEIRA (2021).	178
FIGURA 51 - PRINCIPAIS TRAJETÓRIAS DE MUDANÇA DE USO DO SOLO NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA ENTRE 1995 E 2018.	181
FIGURA 52 - SALTOS DE CARBONO POR MUDANÇA DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO ENTRE 1995 E 2018 PARA A MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA.	185
FIGURA 53 - CARBONO ORGÂNICO NO SOLO (%) POR TIPO DE USO PARA OS LOCAIS AMOSTRADOS NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA E NA HERDADE DE VALE FORMOSO (VF).	191
FIGURA 54 - TEOR DE CARBONO ORGÂNICO POR TIPO DE USO NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA.....	193
FIGURA 55 - DENSIDADE APARENTE POR TIPO DE USO NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA.	195
FIGURA 56 - TEOR DE CARBONO NO SOLO POR TIPO DE USO NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA.	196
FIGURA 57 - GRÁFICO DE DISPERSÃO ENTRE CARBONO ORGÂNICO E DENSIDADE APARENTE.....	198
FIGURA 58 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE CARBONO ORGÂNICO E DENSIDADE APARENTE EM DIFERENTES TIPOS DE USO.	199
FIGURA 59 - EXEMPLO DE UMA REFLORESTAÇÃO FREQUENTEMENTE LAVRADA (A) E OUTRA COM CRESCIMENTO DO SUB-BOSQUE (B). IMAGENS CAPTURADAS EM ABRIL DE 2024 (FONTE: GOOGLE STREETVIEW).	200

FIGURA 60 - SEQUÊNCIA MULTITEMPORAL DE NDVI PARA AS TRÊS PARCELAS EM ESTUDO COM BASE EM IMAGENS LANDSAT 5, 7, 8 E 9.	205
FIGURA 61 - RAVINAMENTO NAS PARCELAS G1 (PERMANENTE, ACENTUADO), G7 (PERMANENTE, MENOS ACENTUADO PELO MENOR DECLIVE E FREQUÊNCIA DE MOBILIZAÇÃO) E G13 (PERIODICAMENTE PREENCHIDO POR SEDIMENTOS RESULTANTES DE MOBILIZAÇÕES).....	206
FIGURA 62- LOCALIZAÇÃO DAS PARCELAS E PONTOS DE AMOSTRAGEM NA HERDADE DE VALE FORMOSO.	210
FIGURA 63 - TEOR DE CARBONO PARA AS AMOSTRAS NA ROTAÇÃO DA HERDADE DE VALE FORMOSO, AGRUPADAS PELO MÊS DE AMOSTRAGEM (TODAS AS CAMPANHAS OCORRERAM NOS DIAS 14 OU 15 DO RESPECTIVO MÊS), EXPOSIÇÃO E POSIÇÃO NA VERTENTE.	211
FIGURA 64 -COMPARAÇÃO ENTRE O COBERTO VEGETAL NUMA PARCELA EM ROTAÇÃO DE CONSERVAÇÃO NA HERDADE DE VALE FORMOSO (A) E UMA PARCELA VIZINHA EM ROTAÇÃO CONVENCIONAL (B). A FOTOGRAFIA À ESQUERDA, TIRADA EM ABRIL DE 2022, CAPTURA A DIFERENÇA NO ÍNDICE DE VEGETAÇÃO ENTRE AS DUAS PARCELAS REPRESENTADAS NO GRÁFICO À DIREITA, REFERENTE AO ANO DE 2021/22.	211
FIGURA 65 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE OC E VARIÁVEIS TOPOGRÁFICAS: DECLIVE (GRAUS), EXPOSIÇÃO (FACTORIAL, NORTE = 0, ESTE E OESTE =1, SUL =2), POSIÇÃO RELATIVA NA VERTENTE (M EM RELAÇÃO AO MEIO, VALORES POSITIVOS = METROS EM DIRECÇÃO AO TOPO, VALORES NEGATIVOS = METROS EM DIRECÇÃO AO FUNDO DE VALE).	212
FIGURA 66 - NDVI E PRECIPITAÇÃO ACUMULADA AO LONGO DO ANO 2021/22 EM ALGUMAS PARCELAS SELECIONADAS: ROTAÇÃO DA HERDADE DE VALE FORMOSO (R2, R6 E C), ÁREAS DE PASTAGEM DEGRADADAS (G1, G7 E G13), E PARCELAS VIZINHAS COM PASTAGEM EM ROTAÇÃO CONVENCIONAL (VP) E COM TRICO (VC).....	215
FIGURA 67 - SÉRIE MULTITEMPORAL DE NDVI PARA DUAS PARCELAS DE PASTAGEM COM EVIDÊNCIAS DE DEGRADAÇÃO (G1 E G13) E UMA PARCELA DA ROTAÇÃO DE CONSERVAÇÃO DA HERDADE DE VALE FORMOSO COM DADOS DA SÉRIE LANDSAT 5, 7, 8 E 9 (À ESQUERDA) E UM PORMENOR DO ANO 2021/22 PARA CADA UMA DESSAS PARCELAS COM RECURSO A DADOS SENTINEL 2. AS BARRAS HORIZONTAIS REPRESENTAM O USO DO SOLO AO LONGO DO TEMPO: CR = CEREAIS, PCV = PASTAGEM CONVENCIONAL, VE = VEGETAÇÃO ESPONTÂNEA, PCS = PASTAGEM DE CONSERVAÇÃO, LVR = SOLO LAVRADO.	216
FIGURA 68 - MODELO CONCEPTUAL DE SEQUESTRO DE CARBONO POR MUDANÇA DE USO GESTÃO DO SOLO.	222
FIGURA 69 - EXEMPLOS DO ESTADO DOS TALHÕES DO CEEVF EM 2006, IMEDIATAMENTE ANTES DO ABANDONO GENERALIZADO E INÍCIO DA RECUPERAÇÃO ESPONTÂNEA. SÃO ILUSTRADOS DIFERENTES PONTOS DE PARTIDA: A) RESTOLHO DE CEREAL; B) CEREAL EM ALQUEIVE; C) FORRAGEM; D) LAVRADO NA DIRECÇÃO DA VERTENTE; E) ESTEVA (DESDE 1989); F) VEGETAÇÃO ESPONTÂNEA (DESDE 1989); G) REFLORESTAÇÃO (PINHEIRO MANSO, DESDE 2002); H) ENSAIO DE AROMÁTICAS (IMAGEM DE OUTUBRO DE 2015).	229
FIGURA 70 - NMDS (DISTÂNCIA DE BRAY-CURTIS) PARA TODOS OS TALHÕES DO CEEVF. AS CORES REPRESENTAM O ÚLTIMO COBERTO GERIDO, O TAMANHO DOS CÍRCULOS REPRESENTA A PERDA DE SOLO ENTRE 1962 E 2003. A PROXIMIDADE ENTRE PONTOS NOS DOIS EIXOS (CONCENTRAÇÃO) INDICA MAIOR SEMELHANÇA NAS ESPÉCIES PRESENTES E RESPECTIVA ABUNDÂNCIA, ENQUANTO A PROXIMIDADE NUM DOS EIXOS (ALINHAMENTO) INDICA SIMILARIDADE APENAS NUMA DAS DIMENSÕES (PRESENÇA OU ABUNDÂNCIA).....	236
FIGURA 71 - DENDROGRAMA COM AGRUPAMENTOS DE TALHÕES PELA DISTÂNCIA DE BRAY-CURTIS (MATRIZ PRESENÇA/ABUNDÂNCIA) COM BASE NA CONVERSÃO DOS ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET EM VALORES DE TRANSFERÊNCIA ORDINAL (OTV).	240
FIGURA 72 - TALHÕES T1 E T2 EM JANEIRO DE 2024.	250

FIGURA 73 - TALHÕES T6 (LAVRADO SUPERFICIALMENTE) E T7 (LAVRADO EM PROFUNDIDADE) EM OUTUBRO DE 2006.....	254
FIGURA 74 - TALHÕES T6 E T7 EM JANEIRO DE 2024.....	255
FIGURA 75 - PORMENOR DO SECTOR MÉDIO DOS TALHÕES T1, T2, T6 E T7 EM JANEIRO DE 2024. CV = COBERTO VEGETAL, S = RIQUEZA ESPECÍFICA, H' = DIVERSIDADE DE SHANNON, J' = UNIFORMIDADE DE PIELOU.....	256
FIGURA 76 - TALHÕES T4 E T5 EM JANEIRO DE 2024.....	258
FIGURA 77 - TALHÕES T10 E T11 EM SETEMBRO DE 2014 VISTO DA BASE (A) E EM DEZEMBRO DE 2015, VISTA A PARTIR DO TOPO (B).	259
FIGURA 78 - TALHÕES T10 E T11 EM NOVEMBRO DE 2023.....	261
FIGURA 79 - TALHÕES T8 E T9 EM JANEIRO DE 2024.....	265
FIGURA 80 - TALHÃO 13A EM JANEIRO DE 2025.....	268
FIGURA 81 - GRÁFICOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁREA POR CLASSES DE ALTURA, AGRUPADA POR ÚLTIMO COBERTO (MAIO DE 2024)..	276
FIGURA 82 - DISTRIBUIÇÃO DOS VALORES DE ALTURA DA VEGETAÇÃO POR ÚLTIMO COBERTO EM MAIO DE 2024.....	277
FIGURA 83 - RELAÇÃO ENTRE ALTURA MÉDIA E ÍNDICES DE DIVERSIDADE.....	278
FIGURA 84 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE O TEMPO DESDE O ABANDONO E DIFERENTES MÉTRICAS DE ESTRUTURA. OS TRIÂNGULOS REPRESENTAM OS TALHÕES REFLORESTADOS (T8, T9 E T13) QUE, POR TEREM SIDO INTERVENCIONADOS, NÃO FORAM CONSIDERADOS PARA A ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DO TEMPO DE ABANDONO NA EVOLUÇÃO ESTRUTURAL DOS TALHÕES.....	282
FIGURA 85 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE O DECLIVE E A PERDA DE SOLO ACUMULADA COM A PERCENTAGEM DE SOLO A DESCOBERTO E ALTURA MÉDIA DA VEGETAÇÃO NOS TALHÕES.....	283
FIGURA 86 - EVOLUÇÃO ESTRUTURAL (MÉDIA E P95) AO LONGO DO PERÍODO DE ESTUDO (2018-2025) PARA OS TALHÕES REFLORESTADOS (T8, T9, T13) E ABANDONADOS HÁ MAIS TEMPO (T7x, T13A).....	287
FIGURA 87 - EVOLUÇÃO DO COBERTO DO TALHÃO T8 ENTRE 2006 E 2024.....	288
FIGURA 88 - EVOLUÇÃO DO COBERTO DO TALHÃO T9 ENTRE 2006 E 2024, E SITUAÇÃO DO TALHÃO T13 EM 2024.....	289
FIGURA 89 - EVOLUÇÃO DO COBERTO NO TALHÃO T13A ENTRE 2014 E 2025.....	290
FIGURA 90 - EVOLUÇÃO DO COBERTO NO TALHÃO T7x ENTRE 2006 E 2024.....	291
FIGURA 91 - EVOLUÇÃO DA ALTURA MÉDIA DO TALHÃO PARA DIFERENTES PONTOS DE PARTIDA DE ABANDONO PARA O PERÍODO ENTRE 2017/18 E 2024/25. AS CORES INDICAM A CLASSIFICAÇÃO DO ANO EM RELAÇÃO À MÉDIA DO PERÍODO 1991-2020 PARA A ESTAÇÃO DE MÉRTOLA – VALE FORMOSO. A) INTERRUPÇÃO NA RECOLHA DE DADOS ENTRE AGOSTO DE 2020 E AGOSTO DE 2021 DEVIDO À SEQUÊNCIA DE CONFINAMENTOS DURANTE A PANDEMIA DE COVID-19.....	296
FIGURA 92 – EVOLUÇÃO DE DUAS MÉTRICAS DE COBERTO (MÉDIA E P95) ENTRE 2021 E 2025 COM BASE NAS MÉDIAS DOS TALHÕES AGRUPADOS POR ÚLTIMO COBERTO. AS LINHAS REPRESENTAM TENDÊNCIAS GERAIS PARA ILUSTRAR O COMPORTAMENTO DE CADA GRUPO.....	297
FIGURA 93 - TEOR DE CARBONO ORGÂNICO (%) NOS TALHÕES DO CEEVF. AS CORES ILUSTRAM A SITUAÇÃO ACTUAL: ABANDONO DESDE ROTAÇÕES COM CEREAIS, FORRAGEM CONTÍNUA, MOBILIZAÇÃO CONTÍNUA, OS TALHÕES REFLORESTADOS EM 2001/02, BEM COMO OS TALHÕES ABANDONADOS EM 1989 E COM O ABANDONO REINICIADO EM 2015 APÓS ENSAIO COM AROMÁTICAS.	308
FIGURA 94 - TEOR DE CARBONO ORGÂNICO (%) PARA AS DIFERENTES SITUAÇÕES ACTUAIS DOS TALHÕES DO CEEVF.....	310
FIGURA 95 - TEOR DE CARBONO NO SOLO (t C ha^{-1}) PARA AS DIFERENTES SITUAÇÕES ACTUAIS DOS TALHÕES DO CEEVF.....	311
FIGURA 96 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE CARBONO ORGÂNICO E DENSIDADE APARENTE PARA TODAS AS AMOSTRAS DO CEEVF E DIVIDIDAS POR POSIÇÃO NO TALHÃO (TOPO, MEIO, BASE).....	314

FIGURA 97 - TEOR DE ARGILA (%) NOS DIFERENTES TALHÕES DO CEEVF, COM O GRUPO T1-T5 A APRESENTAR UMA TENDÊNCIA E VARIABILIDADE SUPERIOR (A) ENQUANTO O GRUPO T6-T15 NÃO APRESENTA DIFERENÇAS SIGNIFICATIVAS (B).	317
FIGURA 98 - TEOR DE CARBONO ORGÂNICO PARA AS AMOSTRAS DO ANO 2021/22 EM FUNÇÃO DAS PRINCIPAIS SITUAÇÕES DE COBERTURA.....	319
FIGURA 99 - CORRELAÇÃO ENTRE TEOR DE CARBONO ORGÂNICO E TEMPERATURA MÁXIMA NOS 30 DIAS ANTERIORES À AMOSTRAGEM NAS DIFERENTES SITUAÇÕES DE COBERTO DOS TALHÕES DO CEEVF E NAS PARCELAS EM GESTÃO ACTIVA NA HERDADE DE VALE FORMOSO (PCS = PASTAGEM EM ROTAÇÃO DE CONSERVAÇÃO, CLT = ÁREAS CULTIVADAS).	320
FIGURA 100 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE CARBONO ORGÂNICO, DENSIDADE APARENTE E TEOR DE CARBONO NO SOLO E A PERDA DE SOLO ACUMULADA NO PERÍODO DE GESTÃO ACTIVA, E RESPECTIVOS LIMIARES IDENTIFICADOS POR REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA (A VERMELHO).....	325
FIGURA 101 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE TEOR DE CARBONO NO SOLO E ÍNDICES DE RIQUEZA, DIVERSIDADE DE UNIFORMIDADE.	327
FIGURA 102 - GRÁFICO DE DISPERSÃO ENTRE CARBONO ORGÂNICO, DENSIDADE APARENTE E TEOR DE CARBONO NO SOLO, E A ALTURA MÉDIA DO COBERTO.	328
FIGURA 103 - GRÁFICO DE DISPERSÃO ENTRE CARBONO ORGÂNICO, DENSIDADE APARENTE E TEOR DE CARBONO NO SOLO, E O PERCENTIL 95 DA ALTURA DO COBERTO.	329
FIGURA 104 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE CARBONO ORGÂNICO, DENSIDADE APARENTE E TEOR DE CARBONO NO SOLO E O TEMPO DESDE ABANDONO ACTIVA, E RESPECTIVOS LIMIARES IDENTIFICADOS POR REGRESSÃO LINEAR SEGMENTADA (A VERMELHO)..	330
FIGURA 105 - COEFICIENTES DE ESCORRÊNCIA SUPERFICIAL NAS DIFERENTES SITUAÇÕES DE COBERTO DO CEEVF E EM DIFERENTES MAGNITUDES DE EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO.	336
FIGURA 106 - COEFICIENTES DE ESCORRÊNCIA SUPERFICIAL NAS DIFERENTES SITUAÇÕES DE COBERTO DO CEEVF PARA EVENTOS DE GRANDE MAGNITUDE (< 10 MM) E EVENTOS MAIS EXTREMOS (> 100 MM).	337
FIGURA 107 - GRÁFICOS DE DISPERSÃO ENTRE COEFICIENTES DE ESCORRÊNCIA SUPERFICIAL E A ALTURA MÉDIA DO COBERTO VEGETAL E O CARBONO ORGÂNICO NO SOLO. PARA CADA CONJUNTO DE DADOS, FORAM INCLUÍDOS OS EVENTOS DE PRECIPITAÇÃO NOS 30 DIAS ANTES E DEPOIS DA DATA DE OBTENÇÃO DE CADA MODELO DE ALTURA DE COBERTO (2018-2024) E DE CADA CAMPANHA DE AMOSTRAGEM DE SOLO (2021/22 E MAIO DE 2024). OS PONTOS MARCADOS A VERMELHO CORRESPONDEM AO EVENTO PRÓXIMO DA ÚNICA CAMPANHA COM RECOLHA DE DADOS DE SOLO E COM MODELO DE ALTURA DE COBERTO (31 DE MARÇO A 2 DE ABRIL DE 2024, 31.5 MM) E AS RECTAS DE REGRESSÃO ESTÃO AJUSTADAS A ESSA NUVEM DE PONTOS.	339
FIGURA 108 - MODELO CONCEPTUAL DAS TRAJECTÓRIAS DE RECUPERAÇÃO PÓS-ABANDONO NOS TALHÕES DO CEEVF.	343
FIGURA 109 - TRAJECTÓRIAS DE RECUPERAÇÃO DO CARBONO ORGÂNICO NO SOLO EM FUNÇÃO DO TEMPO DESDE O ABANDONO. OS PONTOS REPRESENTAM MÉDIAS OBSERVADAS NOS TALHÕES DO CEEVF E EM ÁREAS DE REFERÊNCIA COM DIFERENTES USOS E ESTÁGIOS DE SUCESSÃO. AS TRAJECTÓRIAS DESCONTÍNUAS INDICAM OS VALORES MÉDIOS ESTIMADOS PARA ÁREAS EM GESTÃO ACTIVA (CEREAIS E PASTAGENS), ENQUANTO A CURVA AJUSTA A EVOLUÇÃO DO TEOR DE CARBONO ORGÂNICO NAS ÁREAS DEGRADADAS E DE VEGETAÇÃO ESPONTÂNEA DA SERRA. OS TEMPOS DE ABANDONO DOS TESTEMUNHOS DE VEGETAÇÃO ESPONTÂNEA FORAM INFERIDOS COM BASE NO GRAU DE DESENVOLVIMENTO E ESTRUTURA DO COBERTO OBSERVADOS.	345

ÍNDICE DE TABELAS

TABELA 1 - PRODUTIVIDADE MÉDIA DA CULTURA DE TRIGO (kg ha^{-1}) EM ALGUNS PAÍSES DO MUNDO PARA O PERÍODO 1979-1981 E 1992-1994 (MÉDIAS DA FAO, APRESENTADAS POR FEIO (1998)).	99
TABELA 2 - CONSTANTE K E FACTOR DE CORRECÇÃO PARA OS DOIS PRINCIPAIS TIPOS DE SOLO NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA.	137
TABELA 3 - CONVERSÃO ENTRE ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET, COBERTO RELATIVO E OTV, ADAPTADO DE MAAREL (2007).	144
TABELA 4 - NÚMERO DE CAMPANHAS DE VOO NOS TALHÕES DO CEEVF, RESOLUÇÃO DE ORIGEM (GSD), NÚMERO DE PONTOS DE CONTROLO (GCP), ERRO QUADRÁTICO MÉDIO (RMSE) E RESOLUÇÃO ORIGINAL DO MODELO DIGIAL DE ELEVAÇÃO (DEM).	152
TABELA 5 - VALORES PONDERADOS DE CARBONO ORGÂNICO (OC), DENSIDADE APARENTE (BD), PROFUNDIDADE DO HORIZONTE A (D), FRACÇÃO GROSSEIRA (G) E TEOR DE CARBONO NO SOLO (T C ha^{-1}) PARA OS DIFERENTES TIPOS DE SOLO NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA.	169
TABELA 6 - NÚMERO DE LOCAIS DE AMOSTRAGEM E ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DE TEOR DE CARBONO ORGÂNICO (OC (%)) MÉDIO NO PERFIL DE 20 CM PARA OS PRINCIPAIS TIPOS DE USO DO SOLO NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA COM BASE NAS AMOSTRAS OBTIDAS POR TRABALHO DE CAMPO E NAS BASES DE DADOS LUCAS E INFOSOLO.	173
TABELA 7 - EVOLUÇÃO DA ÁREA OCUPADA PEÇAS PRINCIPAIS CLASSES DE USO DO SOLO NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA SEGUNDO AS CARTAS DE OCUPAÇÃO DO SOLO DE 1995, 2007 E 2018.	178
TABELA 8 - SALTOS DE CARBONO PARA AS PRINCIPAIS TRANSIÇÕES DE USO DO SOLO NA MARGEM ESQUERDA DO GUADIANA (> 100 HA) ENTRE 1995 E 2018 DO LADO DO DESTINO.	182
TABELA 9 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS CARBONO ORGÂNICO, DENSIDADE APARENTE E TEOR DE CARBONO NO SOLO. DGR = ÁREAS DEGRADADAS, CR = CEREAIS, PCV = PASTAGEM ROTAÇÃO CONVENCIONAL, PCS = PASTAGEM ROTAÇÃO DE CONSERVAÇÃO, RFL = REFLORESTAÇÃO, FLM = FLORESTAS E MATOS.	197
TABELA 10 - CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS E MORFOLÓGICAS DAS TRÊS PARCELAS ANALISADAS, COM BASE NA AMOSTRAGEM DE CAMPO E SÉRIES NDVI. OC = CARBONO ORGÂNICO, BD = DENSIDADE APARENTE, SOC = TEOR DE CARBONO NO SOLO, NDVI = VALOR MÉDIO DOS ANOS ANTERIORES À RECOLHA DE AMOSTRAS (2019/20 A 2023/24), θ = O DECLIVE DA RAVINA, V_g = VOLUME DA RAVINA, L_g = COMPRIMENTO DA RAVINA.	207
TABELA 11 - CARACTERÍSTICAS DOS TALHÕES EXPERIMENTAIS DO CEEVF.	226
TABELA 12 - ROTAÇÕES DO CEEVF E RESPECTIVA ESTIMATIVA DE PERDA DE SOLO MÉDIA ANUAL, COM BASE NOS DADOS DA SÉRIE HISTÓRICA DOS TALHÕES EXPERIMENTAIS (ROXO ET AL., 2023).	228
TABELA 13 . RIQUEZA E ÍNDICES DE DIVERSIDADE POR TALHÃO E ÚLTIMO USO NO CEEVF. CV = COBERTO VEGETAL, S = RIQUEZA ESPECÍFICA, H' = DIVERSIDADE DE SHANNON, $1-D$ = DIVERSIDADE DE SIMPSON, J' = UNIFORMIDADE DE PIELOU.	233
TABELA 14 – A) PERMANOVA (ADONIS2, DISTÂNCIA DE BRAY–CURTIS; 999 PERMUTAÇÕES); O MODELO GLOBAL EXPLICA CERCA DE 85% DA VARIÂNCIA ($R^2=0.851$), COM $F=1.91$ E $P=0.003$. B) EFEITOS MARGINAIS (ADONIS2, “BY = MARGIN”, BRAY–CURTIS; 999 PERMUTAÇÕES). NENHUM TERMO ISOLADO É SIGNIFICATIVO ($P>0.10$). DF = GRAUS DE LIBERDADE, SQ = SOMA DOS QUADRADOS.	239
TABELA 15 - ANOVA DAS DISTÂNCIAS AO CENTROIDE (BETADISPER, BRAY–CURTIS). A HETEROGENEIDADE É SIGNIFICATIVA POR ÚLTIMO COBERTO, MARGINAL POR CLASSES DE ABANDONO E NULA PARA A PRESENÇA OU NÃO DE REFLORESTAÇÃO.	239

TABELA 16 - ESPÉCIES INDICADORAS IDENTIFICADAS PELO MÉTODO INDVAL PARA OS GRUPOS DE ÚLTIMO COBERTO NO CEEVF (APENAS VALORES MAIS ELEVADOS). INDVAL = VALOR DO ÍNDICE DE ASSOCIAÇÃO, VARIANDO ENTRE 0 (NENHUMA ASSOCIAÇÃO) E 1 (ASSOCIAÇÃO PERFEITA, ESPÉCIE EXCLUSIVA E CONSTANTE NO GRUPO).....	241
TABELA 17 - COBERTURA RELATIVA POR GRUPO FUNCIONAL E CLASSE FITOSSOCIOLÓGICA DE TODAS OS TALHÕES DO CEEVF.	244
TABELA 18 – MAPA DE CALOR DA DISTRIBUIÇÃO DOS GRUPOS FUNCIONAIS DE VEGETAÇÃO NOS TALHÕES DO CEEVF. N = NÚMERO DE ESPÉCIES.	247
TABELA 19 - FICHAS DOS TALHÕES T1 E T2 COM O LEVANTAMENTO FLORÍSTICO, AS CARACTERÍSTICAS DO TALHÃO, E A COBERTURA RELATIVA POR ESTRATO, GRUPO FUNCIONAL E CLASSE FITOSSOCIOLÓGICA. RC = COBERTURA RELATIVA CALCULADA COM BASE NA CONVERSÃO DOS ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET EM VALORES PERCENTUAIS, RNP = VEGETAÇÃO RUDERAL, NITRÓFILA E PIONEIRA, PPH = PASTAGENS E PRADARIAS HERBÁCEAS, MSD = MATAGAIS E ETAPAS SECUNDÁRIAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL, BPB = BOSQUES E PRÉ-BOSQUES, VHI = VEGETAÇÃO HIGRÓFILA E TEMPORARIAMENTE INUNDADA, VRC = VEGETAÇÃO RUPÍCOLA, CASCALHENTA.	248
TABELA 20 - FICHAS DOS TALHÕES T6 E T7 COM O LEVANTAMENTO FLORÍSTICO, AS CARACTERÍSTICAS DO TALHÃO, E A COBERTURA RELATIVA POR ESTRATO, GRUPO FUNCIONAL E CLASSE FITOSSOCIOLÓGICA. RC = COBERTURA RELATIVA CALCULADA COM BASE NA CONVERSÃO DOS ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET EM VALORES PERCENTUAIS, RNP = VEGETAÇÃO RUDERAL, NITRÓFILA E PIONEIRA, PPH = PASTAGENS E PRADARIAS HERBÁCEAS, MSD = MATAGAIS E ETAPAS SECUNDÁRIAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL, BPB = BOSQUES E PRÉ-BOSQUES, VHI = VEGETAÇÃO HIGRÓFILA E TEMPORARIAMENTE INUNDADA, VRC = VEGETAÇÃO RUPÍCOLA, CASCALHENTA.	251
TABELA 21 - FICHAS DOS TALHÕES T4 E T5 COM O LEVANTAMENTO FLORÍSTICO, AS CARACTERÍSTICAS DO TALHÃO, E A COBERTURA RELATIVA POR ESTRATO, GRUPO FUNCIONAL E CLASSE FITOSSOCIOLÓGICA. RC = COBERTURA RELATIVA CALCULADA COM BASE NA CONVERSÃO DOS ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET EM VALORES PERCENTUAIS, RNP = VEGETAÇÃO RUDERAL, NITRÓFILA E PIONEIRA, PPH = PASTAGENS E PRADARIAS HERBÁCEAS, MSD = MATAGAIS E ETAPAS SECUNDÁRIAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL, BPB = BOSQUES E PRÉ-BOSQUES, VHI = VEGETAÇÃO HIGRÓFILA E TEMPORARIAMENTE INUNDADA, VRC = VEGETAÇÃO RUPÍCOLA, CASCALHENTA.	256
TABELA 22 - FICHAS DOS TALHÕES T10 E T11 COM O LEVANTAMENTO FLORÍSTICO, AS CARACTERÍSTICAS DO TALHÃO, E A COBERTURA RELATIVA POR ESTRATO, GRUPO FUNCIONAL E CLASSE FITOSSOCIOLÓGICA. RC = COBERTURA RELATIVA CALCULADA COM BASE NA CONVERSÃO DOS ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET EM VALORES PERCENTUAIS, RNP = VEGETAÇÃO RUDERAL, NITRÓFILA E PIONEIRA, PPH = PASTAGENS E PRADARIAS HERBÁCEAS, MSD = MATAGAIS E ETAPAS SECUNDÁRIAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL, BPB = BOSQUES E PRÉ-BOSQUES, VHI = VEGETAÇÃO HIGRÓFILA E TEMPORARIAMENTE INUNDADA, VRC = VEGETAÇÃO RUPÍCOLA, CASCALHENTA.	260
TABELA 23 - FICHAS DOS TALHÕES T8 E T9 COM O LEVANTAMENTO FLORÍSTICO, AS CARACTERÍSTICAS DO TALHÃO, E A COBERTURA RELATIVA POR ESTRATO, GRUPO FUNCIONAL E CLASSE FITOSSOCIOLÓGICA. RC = COBERTURA RELATIVA CALCULADA COM BASE NA CONVERSÃO DOS ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET EM VALORES PERCENTUAIS, RNP = VEGETAÇÃO RUDERAL, NITRÓFILA E PIONEIRA, PPH = PASTAGENS E PRADARIAS HERBÁCEAS, MSD = MATAGAIS E ETAPAS SECUNDÁRIAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL, BPB = BOSQUES E PRÉ-BOSQUES, VHI = VEGETAÇÃO HIGRÓFILA E TEMPORARIAMENTE INUNDADA, VRC = VEGETAÇÃO RUPÍCOLA, CASCALHENTA.	263
TABELA 24 - FICHAS DO TALHÃO T13A COM O LEVANTAMENTO FLORÍSTICO, AS CARACTERÍSTICAS DO TALHÃO, E A COBERTURA RELATIVA POR ESTRATO, GRUPO FUNCIONAL E CLASSE FITOSSOCIOLÓGICA. RC = COBERTURA RELATIVA CALCULADA COM BASE NA CONVERSÃO	

DOS ÍNDICES DE BRAUN-BLANQUET EM VALORES PERCENTUAIS, RNP = VEGETAÇÃO RUDERAL, NITRÓFILA E PIONEIRA, PPH = PASTAGENS E PRADARIAS HERBÁCEAS, MSD = MATAGAIS E ETAPAS SECUNDÁRIAS DE DEGRADAÇÃO FLORESTAL, BpB = BOSQUES E PRÉ-BOSQUES, VHI = VEGETAÇÃO HIGRÓFILA E TEMPORARIAMENTE INUNDADA, VRC = VEGETAÇÃO RUPÍCOLA, CASCALHENTA.	266
TABELA 25 - MÉTRICAS ESTRUTURAIS POR TALHÃO (A) E AGREGADO POR ÚLTIMA GESTÃO (B) EM MAIO DE 2024: MÉDIA, MEDIANA, PERCENTIL 95 E DESVIO PADRÃO (M), E PERCENTAGEM DE SOLO A DESCOBERTO (CHM=0).	273
TABELA 26 – CORRELAÇÃO ENTRE O TEMPO DE ABANDONO E MÉTRICAS ESTRUTURAIS (2018-2025)	286
TABELA 27 - CORRELAÇÕES SIGNIFICATIVAS ENTRE PRECIPITAÇÃO ACUMULADA (JANELAS DE 1, 3, 6 E 12 MESES) E MÉTRICAS ESTRUTURAIS (MÉDIA E P95).	295
TABELA 28 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA O CARBONO ORGÂNICO (OC), DENSIDADE APARENTE (BD), TEOR DE CARBONO NO SOLO (SOC) E TEORES DE AREIA, SILTE E ARGILA PARA OS TALHÕES DO CEEVF EM MAIO DE 2024.	307
TABELA 29 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DE CARBONO ORGÂNICO (OC), DENSIDADE APARENTE (BD) E TEOR DE CARBONO NO SOLO (SOC) PARA OS TALHÕES DO CEEVF EM MAIO DE 2024, POR CLASSES DE OCUPAÇÃO DO SOLO: AN – ABANDONO RECENTE, TALHÕES ABANDONADOS EM 2015 APÓS ENSAIO COM AROMÁTICAS; APL – ABANDONO APÓS MOBILIZAÇÃO CONTÍNUA; ACR – ABANDONO APÓS ROTAÇÃO CEREAL-ALQUEIVE; AFR – ABANDONO APÓS FORRAGEM CONTÍNUO; ARFL – TALHÕES REFLORESTADOS; AO – ABANDONO ANTIGO, TALHÕES ABANDONADOS EM 1989. ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS LOCAIS DE AMOSTRAGEM NA SERRA DE SERPA E MÉRTOLA POR CLASSES DE USO DO SOLO: DGR – ÁREAS DEGRADADAS; CR – CEREAIS; PCV – PASTAGEM COM ROTAÇÃO CONVENCIONAL; PCS – PASTAGEM COM ROTAÇÃO DE CONSERVAÇÃO; RFL – REFLORESTAÇÃO; FLm – FLORESTAS E MATOS.	308
TABELA 30 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DE CARBONO ORGÂNICO, DENSIDADE APARENTE E TEOR TOTAL DE CARBONO POR POSIÇÃO NA VERTENTE.	313
TABELA 31 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS PARA OS TEORES DE AREIA, SILTE E ARGILA DIVIDIDOS EM FUNÇÃO DA SITUAÇÃO ATUAL DOS TALHÕES E TRIÂNGULO TEXTURAL PARA TODAS AS AMOSTRAS RECOLHIDAS, ESCALONADAS EM FUNÇÃO DO TEOR DE CARBONO NO SOLO.	316
TABELA 32 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DO TEOR DE CARBONO ORGÂNICO AO LONGO DO ANO 2021/22.	318
TABELA 33 - CARACTERIZAÇÃO ANUAL E SAZONAL DO PERÍODO EM ANÁLISE (2016/17 - 2023/24) E CLASSIFICAÇÃO COM BASE NO PERÍODO DE REFERÊNCIA 1991-2020 ATRAVÉS DO MÉTODO DE QUINTIS. PMM = PRECIPITAÇÃO TOTAL, D20 = NÚMERO DE DIAS COM PRECIPITAÇÃO SUPERIOR A 20 MM, D30 = NÚMERO DE DIAS COM PRECIPITAÇÃO SUPERIOR A 30MM, PMax = MÁXIMO DE PRECIPITAÇÃO DIÁRIO. OS MESES DE VERÃO (JUNHO, JULHO E AGOSTO) FORAM OMITIDOS DESTA TABELA POR REPRESENTAREM UMA DIFERENÇA MÍNIMA NOS TOTAIS ANUAIS E SEM EVENTOS DE MAGNITUDE CONSIDERÁVEL.	333
TABELA 34 - ESTATÍSTICAS DESCRITIVAS DOS COEFICIENTES DE ESCORRÊNCIA (%) PARA OS TALHÕES DO CEEVF DURANTE O PERÍODO DE GESTÃO ACTIVA (1961-2008) E NO PERÍODO PÓS-ABANDONO EM ESTUDO (2016-2024). AN – ABANDONO RECENTE, TALHÕES ABANDONADOS EM 2015 APÓS ENSAIO COM AROMÁTICAS (T10, T11); APL – ABANDONO APÓS MOBILIZAÇÃO CONTÍNUA (T6, T7, T14, T15); ACR – ABANDONO APÓS ROTAÇÃO CEREAL-ALQUEIVE (T1, T2, T3); AFR – ABANDONO APÓS FORRAGEM CONTÍNUO (T4, T5, T12); ARFL – TALHÕES REFLORESTADOS (T8, T9, T13); AO – ABANDONO ANTIGO, TALHÕES ABANDONADOS EM 1989 (T7x, T13A).	335