

Erosão do solo em áreas de matos de montanha: efeito do fogo controlado

Leonardo Kipper Alves

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

Orientado por
Professora Doutora Felícia Maria da Silva Fonseca
Professor Doutor Tomás D'Aquino Rosa de Figueiredo

**Bragança
2023**

“Com enorme gratidão dedico este trabalho a Deus e a minha família, pelo apoio incondicional em todos os momentos da minha trajetória acadêmica.

Dedico de coração.”

AGRADECIMENTOS

A minha orientadora Profa. Dra. Felícia Fonseca, pela disposição, sabedoria e todo o auxílio para a realização deste trabalho tanto na parte escrita quanto na parte experimental.

Ao Prof. Dr. Tomás de Figueiredo por todo ensinamento, dedicação e auxílio nas coletas de campo.

Ao Prof. Dr. Renato Henriques por ceder as imagens obtidas através do voo de drone e posterior auxílio para tratamento das imagens.

Aos professores do curso de mestrado em Gestão de Recursos Florestais da Escola Superior Agrária de Bragança, pelos ensinamentos passados durante a formação.

Ao projeto TERRAMATER - “Innovative preventive recovery measures in burnt areas” que foi fundamental para a realização desse trabalho.

A todos os colegas de trabalho do laboratório de solos, colaboradores do MORE e da Universidade de Vigo que participaram das coletas de campo e no tratamento dos dados em laboratório.

Aos meus pais, José Carlos Alves e Mirtes Kipper, que me apoiaram e não mediram esforços para que esse sonho se tornasse realidade.

A minha irmã, Nicoli Kipper Alves, por estar sempre ao meu lado me incentivando e me apoiando em todos os momentos.

A todos os meus familiares, que mesmo próximos ou distantes me apoiaram nessa caminhada.

Ao amigo Júlio Henrique por todo apoio, convivência e incentivo durante toda trajetória acadêmica.

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte da minha trajetória acadêmica, minha enorme gratidão. Muito obrigado!

RESUMO

Atualmente um dos maiores problemas ambientais ao nível do globo é a perda de solo por erosão. O agente erosivo pode provocar perdas significativas de nutrientes e matéria orgânica, principalmente quando a superfície do solo suporta um reduzido coberto vegetal. Em Portugal, o fogo controlado é uma prática comumente utilizada na gestão da disponibilidade de combustível e conseqüente redução do risco de incêndio. Contudo, esta prática remove em grande parte a cobertura vegetal, deixando o solo mais exposto aos processos erosivos. Neste sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o efeito do fogo controlado na erosão hídrica em áreas de matos do Parque Natural de Montesinho, NE Portugal. Após o fogo controlado, foram instaladas oito microparcelas de erosão de 4 m² cada (4 × 1 m), para avaliação da perda de solo e do escoamento superficial na área queimada. Os resultados englobam 19 meses de ensaio (março de 2021 a novembro de 2022), perfazendo um total de 10 colheitas. Até à sexta colheita, inclusive, todas as microparcelas mantiveram-se com o solo original. A partir desta colheita foram criados 4 tratamentos, representados pela adição de três tipos de condicionadores do solo nas microparcelas (Tecnossolo, poliacrilamida, composto de bagaço de azeitona) e a testemunha (solo original), com 2 repetições por tratamento. O volume de água de escoamento e a perda de solo foram obtidos através de cálculos que englobaram o escoamento, os sedimentos transportados em suspensão no escoamento e os sedimentos depositados no dispositivo frontal das microparcelas de erosão (colocação de uma peça metálica que permitiu a recolha dos sedimentos transportados). Até à sexta colheita (todas as microparcelas com solo original exposto aos agentes erosivos), a perda de solo total foi de 92,1 g m⁻², o escoamento superficial total foi de 8,4 mm, traduzindo-se num coeficiente de escoamento de 3,6%. Após a sétima colheita, a perda de solo total foi de 33,1 g m⁻² para o solo original, 63,4 g m⁻² para o tratamento com tecnossolo, 59,4 g m⁻² para a poliacrilamida e 64,8 g m⁻² para o composto. Os valores de escoamento e coeficiente de escoamento foram, respectivamente de 1,9 mm e 2,3% para o solo original, 0,8 mm e 1,0% para o tecnossolo, 1,6 mm e 1,8% para a poliacrilamida e 2,1 mm e 2,5% para o composto. Para avaliação das perdas de C e N, os sedimentos foram separados em 4 classes de tamanho (<0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2 mm, >2 mm) e analisadas em laboratórios as concentrações de C e N. A baixa precipitação total, durante o período de ensaio, ocasionou baixos valores de escoamento e, portanto, baixos valores de perda de solo, de C e de N.

Palavras-chave: Perda de solo, escoamento superficial, nutrientes, Portugal

ABSTRACT

Currently, one of the biggest environmental problems in the world is the loss of soil by erosion. The erosive agent can cause significant losses of nutrients and organic matter, especially when the soil surface supports a reduced vegetation cover. In Portugal, controlled burning is a practice commonly used to manage fuel availability and consequently reduce the risk of fire. However, this practice largely removes the vegetation cover, leaving the soil more exposed to erosion processes. In this sense, the present work aims to evaluate the effect of controlled fire on water erosion in scrubland areas of Montesinho Natural Park, NE Portugal. After controlled burning, eight erosion microplots of 4 m² each (4 × 1 m) were installed to assess soil loss and surface runoff in the burned area. The results encompass 19 months of testing (March 2021 to November 2022), making a total of 10 harvests. Up to and including the sixth harvest, all microplots remained with the original soil. From this harvest, 4 treatments were created, represented by the addition of three types of soil conditioners in the microplots (Technosol, polyacrylamide, olive pomace compost) and the control (original soil), with 2 replications per treatment. The volume of runoff water and soil loss were obtained through calculations that included the runoff, the sediments transported in suspension in the runoff and the sediments deposited in the frontal device of the erosion microplots (placement of a metallic piece that allowed the collection of transported sediments). Until the sixth harvest (all microplots with original soil exposed to erosion agents), the total soil loss was 92.1 g m⁻², the total surface runoff was 8.4 mm, translating into a runoff coefficient of 3.6%. After the seventh harvest, the total soil loss was 33.1 g m⁻² for the original soil, 63.4 g m⁻² for the technosol treatment, 59.4 g m⁻² for the polyacrylamide and 64.8 g m⁻² for the compound. The values of runoff and runoff coefficient were, respectively, 1.9 mm and 2.3% for the original soil, 0.8 mm and 1.0% for the technosol, 1.6 mm and 1.8% for the polyacrylamide and 2.1 mm and 2.5% for the compound. For the evaluation of C and N losses, the sediments were separated into 4 size classes (<0.2 mm, 0.2-0.5 mm, 0.5-2 mm, >2 mm) and the concentrations of C and N were analyzed in laboratories. N. The low total precipitation, during the test period, caused low values of runoff and, therefore, low values of loss of soil, C and N.

Keywords: Soil loss, runoff, nutrients, Portugal

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	10
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	11
2.1 FORMAÇÃO DOS SOLOS	11
2.2 EROÇÃO DO SOLO	12
2.2.1 <i>Erosão hídrica.....</i>	<i>12</i>
2.2.2 <i>Fatores que afetam a erosão do solo</i>	<i>14</i>
2.2.2.1 Cobertura vegetal.....	14
2.2.2.2 Rugosidade superficial	14
2.2.2.3 Permeabilidade	15
2.2.2.4 Porosidade	15
2.2.2.5 Pedregosidade superficial.....	16
2.2.2.6 Textura.....	16
2.2.2.7 Densidade aparente.....	16
2.3 EFEITO DO FOGO NOS SOLOS.....	17
2.3.1 <i>Incêndios florestais em Portugal.....</i>	<i>18</i>
2.3.2 <i>Efeitos do fogo controlado</i>	<i>18</i>
2.3.3 <i>Fogo controlado como ferramenta de gestão da vegetação</i>	<i>19</i>
2.4 PROBLEMÁTICA DO ABANDONO DE ÁREAS AGRÍCOLAS	20
2.5 PARQUE NATURAL DE MONTESINHO.....	20
2.6 CONDICIONADORES DO SOLO	21
2.6.1 <i>Tecnossolos</i>	<i>22</i>
2.6.2 <i>Poliacrilamida.....</i>	<i>22</i>
2.6.3 <i>Composto de bagaço de azeitona.....</i>	<i>23</i>
3 MATERIAL E MÉTODOS	24
3.1 ÁREA DE ESTUDO	24
3.2 TRATAMENTO POR FOGO CONTROLADO	25
3.3 INSTALAÇÃO DAS MICROPARCELAS DE EROÇÃO	27
3.4 OBTENÇÃO DOS DADOS DE PRECIPITAÇÃO	29
3.5 AVALIAÇÃO DA PERDA DE SOLO E DO ESCOAMENTO SUPERFICIAL	29
3.5.1 <i>Acompanhamento das características da superfície do solo</i>	<i>30</i>
3.6 APLICAÇÃO DE CONDICIONADORES DO SOLO	31

3.7 AVALIAÇÃO DA PERDA DE C E N NOS SEDIMENTOS	32
3.8 ANÁLISE DE DADOS	32
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
4.1 FOGO CONTROLADO	33
4.2 EROÇÃO DO SOLO	34
4.3 PERDA DE N E C NOS SEDIMENTOS	44
5 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS	49
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 - Fatores de formação do solo	11
Figura 2 - Representação da erosão laminar, em sulcos e em ravinas	13
Figura 3 - Localização da área de estudo no Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal.....	24
Figura 4 - Aplicação do fogo controlado na área de estudo	25
Figura 5 - Equipamento pinga lume utilizado para iniciar o fogo controlado.....	26
Figura 6 - Equipa de investigação do IPB, ISEP, UM e MORE Colab	26
Figura 7 - Instalação de microparcels de erosão na área experimental	27
Figura 8 - Delimitação da área da microparcela.....	28
Figura 9 - Acumulação de sedimento no dispositivo alocado na frente das parcelas de erosão.....	28
Figura 10 - Reservatório de recolha do escoamento superficial e sedimento em suspensão	29
Figura 11 - Área de estudo antes e depois da aplicação do fogo controlado.....	33
Figura 12 - Imagens térmicas imediatamente após a passagem do fogo controlado.....	34
Figura 13 - Perda acumulada de solo (g/m^2) nas oito microparcels de erosão com o solo original	35
Figura 14 - Precipitação (mm) obtida por colheita na estação meteorológica de Bragança	36
Figura 15 - Escoamento superficial médio (mm) por colheita nas oito microparcels de erosão com solo original.....	37
Figura 16 - Evolução temporal da perda de solo e de escoamento superficial para as oito microparcels de erosão com solo original	38
Figura 17 - Representação da parcela com maior % de pedregosidade superficial três meses após o fogo controlado.....	39
Figura 18 - Representação da parcela com menor % de cobertura vegetal três meses após o fogo controlado	39
Figura 19 - Perda de solo total (g/m^2) da sétima à décima colheita por tratamento.....	40
Figura 20 - Precipitação (mm) registada na estação meteorológica de Bragança no período das dez colheitas realizadas	41

Figura 21 – Valores do escoamento superficial (mm) e do coeficiente de escoamento (%) por tratamento. Letras diferentes nas colunas diferem significativamente os tratamentos ($p < 0,05$).....	42
Figura 22 - Evolução das características superficiais no tratamento com Tecno solo na superfície um ano após a sua aplicação	43
Figura 23 - Cobertura vegetal no tratamento com Tecno solo (imagem da direita). A figura traduz a comparação entre áreas dentro e fora da microparcela com Tecno solo	43
Figura 24 - Perda de carbono e azoto por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, >2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original). Para a mesma variável, letras diferentes nas colunas diferem significativamente as classes de sedimento ($p < 0,05$).....	44
Figura 25 - Perda de azoto acumulada por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original)	45
Figura 26 - Perda de carbono acumulada por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original)	45
Figura 27 - Concentração de carbono e azoto por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original). Letras diferentes nas colunas diferem significativamente as classes de sedimento ($p < 0,05$).....	47
Figura 28 - Perda total acumulada de C e N por colheita nos sedimentos das primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original).....	48

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1 - Perda média de solo (g/m^2) por tratamento e colheita.....	40
Tabela 2 - Escoamento superficial médio (mm) por tratamento e colheita.....	41

1 INTRODUÇÃO

Atualmente um dos maiores problemas ambientais ao nível do globo é a perda de solo por erosão (Wang et al., 2016) e a consequente perda de matéria orgânica e nutrientes (Fonseca et al., 2017; Fonseca et al., 2022).

Em locais onde a erosividade por precipitação é elevada e a superfície do solo está desprovida de uma cobertura vegetal adequada, pode ocorrer grande degradação do solo associada a significativas perdas de solo, água e nutrientes, fatores essenciais para o crescimento e desenvolvimento das plantas. A perda de solo e os elementos químicos que lhe estão associados, causam relevantes danos ambientais, como o assoreamento e a eutrofização de cursos de água (Cardoso et al., 2012). Neste sentido, a cobertura vegetal é uma grande aliada na prevenção do processo erosivo. Contudo, Portugal tem sido constantemente afetado por incêndios florestais desde a década de 80 (AFN, 2012), e o fogo é responsável por remover a cobertura vegetal viva e morta que recobre o solo, facilitando a perda de solo por erosão (Bertol et al., 1997; Fonseca et al., 2017).

O fogo prescrito apresenta menor intensidade e severidade do que um incêndio florestal, dessa forma, o manejo de uma área através do fogo controlado pode aumentar a biodiversidade, reduzir as espécies invasoras, diminuir a quantidade de material combustível através da gestão da vegetação e consequentemente reduzir o risco de incêndio florestal (Ryan et al., 2013; Stephens et al., 2021).

O solo no Parque Natural de Montesinho (PNM), onde está instalado a área experimental em estudo, é um recurso qualitativamente escasso, pelo que se impõe como prioridade a proteção desse recurso (Figueiredo, 2012a). Os solos do PNM são predominantemente incipientes, classificados como Leptosolos, que são caracterizados como solos delgados, incipientes, com elevada pedregosidade e com dificuldades produtivas (Figueiredo, 2013), com valores inferiores a 20% de terra fina na sua composição (Agroconsultores e Coba, 1991).

No PNM as comunidades arbustivas apresentam notável interesse do ponto de vista pedológico e hidrológico, uma vez que se situam nas áreas marginais de relevo mais ondulado ou acidentado, onde predominam também os solos mais delgados, condições que podem gerar risco severo de erosão (IPB/ICN, 2007; Bompastor et al., 2009). Nesse sentido, o presente trabalho tem como objetivo avaliar o efeito do fogo controlado na erosão hídrica em áreas de matos submetidas a fogo controlado, no PNM.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Formação dos solos

O solo é um recurso fundamental para a existência humana, sendo que a saúde e o bem-estar da humanidade são influenciados pelo solo, relacionado a comida, a água e até ao ar que se respira (Oliver, 1997).

O solo é um sistema complexo que integra três fases: sólida, líquida e gasosa (Caputo, 1988). As partículas sólidas são derivadas de minerais e matéria orgânica, a fase líquida é representada por água e íões dissolvidos e a fase gasosa é representada pelo oxigênio e outros gases (Reinert & Reichert, 2006). É um ambiente propício ao desenvolvimento da vegetação, protege contra oscilações extremas de temperatura, as sementes, as raízes, e ainda auxilia nas funções de ancoragem e distribuição, mantendo os caules fixos e eretos (Lepsch, 2010).

Os diferentes tipos de solos formados estão diretamente relacionados com a meteorização das rochas da superfície terrestre (Figura 1), resultando da ação conjunta de alguns fatores, como material de origem, clima, tempo, relevo e organismos (Jenny, 1941), sendo o clima o que mais influencia a meteorização (Teixeira et al., 2003).

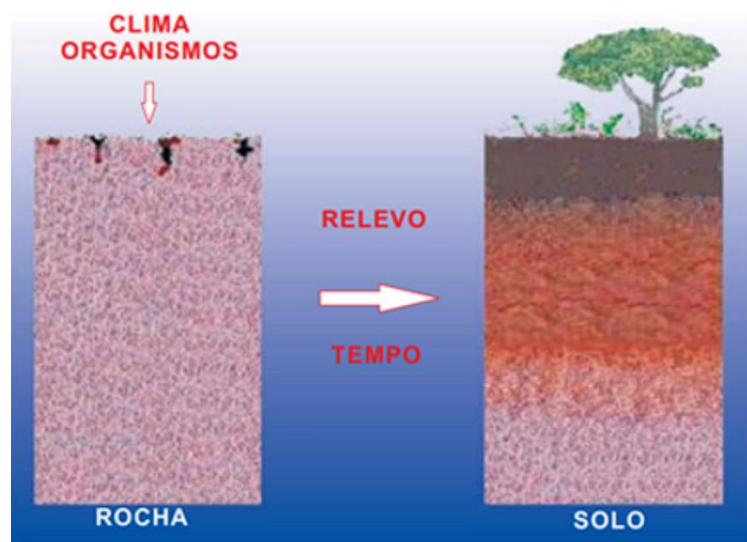


Figura 1 - Fatores de formação do solo Lima & Lima (2001)

A temperatura e a precipitação pluvial estabelecem a natureza e a velocidade das reações químicas que ocorrem nas rochas, sendo os dois elementos climáticos mais relevantes na formação dos solos (Becker et al., 2012). Dessa forma, esses elementos

estão diretamente associados ao desenvolvimento da vegetação e dos microorganismos no solo (Jenny, 1941).

Os solos desempenham funções de suma importância nos ciclos biogeoquímicos. No caso de o solo estar desprovido de cobertura vegetal, ocorre a perda de nutrientes e sais minerais por conta da ação da chuva e do vento (Rosa et al. 2003).

2.2 Erosão do solo

A erosão é um fenômeno que preocupa governos e instituições ao nível do globo, pois ocasiona diversos impactos no solo, na água e nos recursos naturais como um todo (Minella et al., 2008). As implicações oriundas da erosão do solo são consideradas uma ameaça real à existência humana, contribuindo ainda mais para a urgência de quantificar e controlar as causas do processo de erosão (Albuquerque et al., 2005). A atividade humana não consciente possui elevada capacidade de intensificar os processos erosivos, isso porque altera o equilíbrio natural entre a taxa de formação dos solos e a perda do solo por erosão (Brady & Weil 2013). Neste sentido, um manejo inadequado do solo procede a aceleração da erosão, com perdas de solo, nutrientes, água e matéria orgânica, prejudicando a capacidade produtiva dos solos, visto que os solos não são renováveis na escala de tempo humano, constituindo um grande problema para a humanidade (Morgan & Nearing, 2011).

Atualmente a erosão acelerada dos solos apresenta-se como um grande problema ambiental e agrícola, só para o ano de 2001 estima-se que ocorreu o transporte de cerca de um bilhão de toneladas de partículas provenientes de áreas agrícolas, apenas pela erosão hídrica (Vidal-Torrado et al., 2005).

2.2.1 Erosão hídrica

A erosão hídrica é um processo causado pelo escoamento superficial, no qual as partículas de solo são desprendidas da matriz coesa, causando a desagregação, transporte e deposição das partículas de solo, nutrientes e matéria orgânica em áreas a jusante (Minella et al., 2007). Assim, quando ocorre precipitação, o material do solo pode ser desprendido pelo impacto das gotas da chuva ou pelo fluxo de água superficial (Kinnell, 2010). Este tipo de erosão é comumente verificado em regiões de clima

tropical devido às elevadas taxas de precipitação, porém devido ao caráter geral da erosão, qualquer alteração nos condicionantes geoambientais (solo, vegetação, declividade, dentre outros) podem provocar e avançar os processos erosivos em diferentes regiões (Morais & Sales, 2017).

A erosão hídrica se destaca dentre os tipos de erosão, devido à sua elevada capacidade de remoção e transporte de sedimentos. Apresenta-se de duas maneiras, pela erosão laminar, em que ocorre a remoção de uma fina camada na parte superior do solo, e erosão linear caracterizada por incisões nos solos, formando desde pequenos sulcos até à formação de ravinas (Figura 2) (Bertoni & Lombardi, 2014).



Figura 2 - Representação da erosão laminar, em sulcos e em ravinas
Fonte: Globo; Edcentaurus.

A percepção dos processos resultantes do impacto das gotas da chuva no solo e do escoamento gerado são fundamentais para a adequada adoção de medidas corretivas e preventivas. Assim, os processos erosivos podem ser analisados de duas formas distintas: avaliando de forma qualitativa o comportamento erosivo sobre o terreno, ou pela quantificação das perdas de solo por erosão (Salomão et al., 2005). Dentre os fatores que determinam o processo erosivo, a erosividade da chuva, a erodibilidade do

solo e a cobertura vegetal, pode-se destacar a cobertura do solo como o fator de grande importância no controle da erosão hídrica (Dechen et al., 2015).

2.2.2 Fatores que afetam a erosão do solo

2.2.2.1 Cobertura vegetal

A cobertura vegetal apresenta grande importância na proteção dos solos, pois é capaz de reduzir a energia cinética do impacto das gotas no solo, como também a velocidade do escoamento superficial (Teixeira & Misra, 1997). Isto sustenta a hipótese de que a cobertura do solo reduz as perdas de água, terra, matéria orgânica, nutrientes e outros custos ambientais (Dechen et al., 2015). O solo sob vegetação nativa é capaz de promover o desenvolvimento normal das plantas, porque apresenta características físicas, químicas e biológicas mais adequadas (Andreola et al., 2000). Outro papel importante da vegetação é a deposição de resíduos, que ao recobrirem a superfície do solo aumentam a ação protetora, a infiltração de água no solo (Leys et al., 2010; Gholami et al., 2013), reduzem a velocidade da enxurrada, evitam a desagregação das partículas e o selamento na camada superficial, e conseqüentemente reduzem a desagregação e transporte de partículas do solo (Cassol & Lima, 2003; Prosdocimi et al., 2016). A proteção do solo contra a erosão está diretamente relacionada com a cobertura vegetal, ou seja, quanto mais a superfície do solo estiver protegida pela vegetação, menor será a taxa de erosão e desagregação das partículas da camada superficial (Bezerra & Cantalice, 2006).

2.2.2.2 Rugosidade superficial

A rugosidade superficial do solo é a micro-ondulação da superfície do terreno, compreende as microdepressões e microelevações da superfície do solo de forma espacial. Esta característica é expressa por um índice derivado de fatores intrínsecos do solo, relacionado com suas propriedades e com o teor de água (Allmaras et al., 1966; Eltz & Norton, 1997; Vidal Vázquez et al., 2010).

Esta característica física apresenta comportamentos importantes na conservação dos solos, pois ela aumenta a deposição de sedimentos na superfície do solo, a retenção e infiltração de água no solo, reduz a velocidade e volume de escoamento (Magunda et al., 1997; Castro et al., 2006). Outro ponto importante é a relação direta da rugosidade

superficial com a porosidade interna do solo, pois quando uma aumenta a outra aumenta também (Allmaras et al., 1966). Assim, a variação positiva destas variáveis, contribuirá para o aumento da capacidade de armazenamento de água, quer na superfície quer internamente, e para a taxa de infiltração de água no solo (Allmaras et al., 1966; Eltz & Norton, 1997; Mello et al., 2003).

2.2.2.3 Permeabilidade

A permeabilidade é a capacidade do solo em transportar a água sob uma determinada temperatura ou viscosidade, e está diretamente relacionada com a porosidade do solo (Netto, 1995). Um solo muito arenoso apresenta uma taxa de permeabilidade maior, devido ao predomínio de macroporos, enquanto nos solos argilosos a permeabilidade é menor, pois apresenta quantidade elevada de microporos (Schaetzl & Thompson, 2015).

A ocorrência do fogo afeta drasticamente a permeabilidade do solo. Devido à liberação de constituintes de natureza lipídica presente no material vegetal ardido cria-se uma camada hidrofóbica sobre o solo, unindo as partículas minerais e assim obstruindo os poros e conseqüentemente a permeabilidade do solo diminui (Woods & Balfour, 2010; Figueiredo et al., 2013).

2.2.2.4 Porosidade

A porosidade do solo é a razão entre o seu volume e seus espaços vazios, denominados de poros, estes podem estar parcialmente ou totalmente preenchidos por água (Macedo & Sardinha, 1993; Netto, 1995). Distinguem-se entre macroporos (diâmetro $> 50 \mu\text{m}$), poros grandes localizados entre os agregados do solo e, microporos (diâmetro $\leq 50 \mu\text{m}$) poros pequenos formados dentro dos agregados. A formação de poros está muito dependente de propriedades do solo como a textura e a estrutura (Pereira e Arrobas, 2010). O tamanho, número e distribuição dos poros tem influência na maneira como o ar, a água e os nutrientes dissolvidos circulam no solo.

2.2.2.5 Pedregosidade superficial

Em zonas mais secas e declivosas os solos apresentam maior pedregosidade, menor espessura e menor quantidade de matéria orgânica. Desta forma estão diretamente associados com o risco potencial de erosão, e tais características dos solos e das paisagens são expressão dos mecanismos de morfogénese presentes na região do Parque Natural de Montesinhos (Figueiredo, 2001).

Os elementos grosseiros quando presentes exercem a função de proteção da superfície do impacto direto das gotas de chuva, além de criar pequenas estruturas que atuam como barreiras, reduzindo o volume e a velocidade do escoamento, favorecendo assim a permeabilidade do solo (Figueiredo et al., 2015a).

2.2.2.6 Textura

A textura é caracterizada pelo conteúdo de partículas de areia, limo e argila presentes no solo, sendo assim conforme ocorra a predominância de uma fração de areia (partículas maiores) o solo apresentará textura mais grosseira, enquanto um predomínio de argila (partículas menores), apresentará textura mais fina (Lopes, 1978; Fonseca, 2005). Tais atributos refletem-se na qualidade do solo, visto que estes controlam a retenção de nutrientes, de água, e as trocas gasosas com a atmosfera, e podem ser afetados diretamente pela erosão, uma vez que algumas frações granulométricas são mais arrastadas do que outras (Cunha & Guerra, 1996; Fonseca, 2005).

A textura por relacionar-se com a coesão do solo, estabilidade dos agregados e com a permeabilidade, torna-se um fator importantíssimo quando se trata da vulnerabilidade do solo à erosão. De forma geral, uma maior fração de argila representa uma melhor coesão e estrutura do solo, areia grossa aumenta a permeabilidade, enquanto elevados percentuais de areia fina e limo favorecem a erodibilidade do solo (Guerra et al., 2007).

2.2.2.7 Densidade aparente

A densidade aparente representa o nível de compactação do solo ou o grau de proximidade entre partículas, ou seja, é a razão entre a massa de solo seco por unidade de volume (Costa, 1991; Pereira & Arrobas, 2010). Solos de textura fina apresentam densidade aparente menor do que os de textura grosseira, por apresentar maior

tendência de formação de agregados e logo, existir maior porosidade total (Lopes, 1978).

2.3 Efeito do fogo nos solos

Os incêndios florestais são um fenômeno de desastre que podem apresentar-se de duas maneiras: um fogo de ataque inicial que pode ser gerenciado de forma rápida e eficaz com perdas mínimas, ou como grandes incêndios florestais que podem causar grandes situações catastróficas (Ferreira-Leite et al., 2016). As condições climáticas e meteorológicas de um determinado espaço geográfico exercem um papel crucial na ocorrência de incêndios, pois afetam tanto a quantidade como a inflamabilidade dos combustíveis (Carvalho et al., 2008; Camia & Amatulli, 2009). Atualmente estima-se que mais de 30% da superfície da Terra esteja sujeita a fogos frequentes, entretanto, com as alterações climáticas espera-se que haja mudanças imediatas no regime de fogos em termos de frequência, tamanho, sazonalidade, recorrência, intensidade e severidade (Bento-Gonçalves et al., 2011).

Os incêndios florestais ocasionam mudanças perceptíveis e significativas nos ecossistemas. Todo o incêndio florestal traz consigo perdas significativas de vários tipos: humanas, econômicas, redução de recursos florestais, bio-destruição de geocenoses (Thompson et al., 2013; Singh et al., 2016), e tal alteração produz impactos severos nos solos levando à sua perda por erosão, juntamente com as emissões de gases de efeito estufa, mudanças climáticas e perda de biodiversidade e de serviços ambientais (Bargali et al., 2022). A resposta dos ecossistemas ao fogo depende da sua intensidade e severidade. (Neary et al., 2005).

O fogo possui um impacto determinante no ciclo de vida das florestas. Quando é de baixa intensidade pode moldar a paisagem através da destruição parcial da vegetação, e assim realizar a renovação do coberto vegetal e acelerar a ciclagem de nutrientes (Fisher et al., 2000). Quando é de alta intensidade pode provocar graves efeitos irreversíveis na vegetação e no solo, modificando propriedades físicas, químicas, mineralógicas, biológicas e elevar o risco de erosão (Imeson et al., 1992; Hubbert et al., 2006).

2.3.1 Incêndios florestais em Portugal

Os ecossistemas mediterrâneos estão adaptados aos incêndios florestais, porém ainda assim, são um dos principais fatores de degradação nesse ecossistema atualmente. Dentre os países da Europa, os encontrados a sul do continente apresentam ecossistemas mais propensos ao fogo e Portugal continental apresenta-se como um dos mais afetados (Nunes et al. 2013; Fernandes et al., 2014). Nas últimas décadas os países europeus da bacia do Mediterrâneo registraram um incremento considerável tanto no número de ocorrências, como na extensão de área ardida (JRC, 2005). Apesar da irregularidade temporal no número de ocorrências e na área ardida, Portugal destaca-se dos restantes países do Sul da Europa, com elevado número de ignições e maior proporção de área ardida, em particular nas regiões Centro e Norte do país (Nunes et al., 2013).

A partir de diversas pesquisas, foi possível demonstrar que temperaturas mais altas e umidades mais baixas durante os meses de verão tornam a metade ocidental da Península Ibérica mais favorável a ignições de fogo (Trigo et al., 2016). O setor florestal tem estado sujeito a incêndios relativamente frequentes e graves, apresentando-se como uma grande calamidade para as florestas dos países da Bacia do Mediterrâneo, particularmente para as florestas portuguesas (Mourão & Martinho, 2016).

2.3.2 Efeitos do fogo controlado

O fogo controlado interfere de forma pontual ou definitiva na temperatura superficial do solo, no teor de umidade e na disponibilidade de água e nutrientes para as plantas (Meirelles, 1990). Frequentemente territórios utilizados para pastagem são submetidos a queimadas com a finalidade de eliminar o material vegetal morto, elevar a disponibilidade de nutrientes no solo, favorecer o rebrote e melhorar a qualidade da pastagem (Rheinheimer et al., 2003). Em alguns casos as queimadas, desde que sejam de baixa intensidade, podem apresentar efeitos benéficos para os ecossistemas em razão da forma de combustão do material orgânico, resultando na mineralização de nutrientes que poderão ser rapidamente absorvidos pelas plantas (Carter & Foster, 2004). No entanto, também como consequência das queimadas, podem ocorrer modificações na evapotranspiração, na porosidade e na taxa de infiltração, e com isso aumentar o grau de suscetibilidade dos solos à erosão hídrica e eólica (Cassol et al., 2004).

Apesar do fogo ser um método de manejo pouco aceito pela sociedade, devido à sua ação esterilizante e degradante (Spera et al., 2000), este também pode ser

considerado um aliado. A queima das pastagens pode ser usada para controle da invasão de plantas arbustivas indesejadas e estimular o rebrote das desejadas (Policelli et al., 2019). Apesar disso, quando realizada com frequência pode conduzir, a médio e longo prazo, à deterioração das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo (Dick et al., 2008), reduzindo o seu potencial produtivo (Heringer et al., 2002).

2.3.3 Fogo controlado como ferramenta de gestão da vegetação

A utilização do fogo controlado ou prescrito na gestão da vegetação, implica que este seja conduzido dentro de limites pré-estabelecidos de condições meteorológicas e do solo (Araújo et al., 2005). De um modo geral, o fogo controlado produz efeitos menos pronunciados que os causados por incêndios florestais (Nave et al., 2011; Redin et al., 2011; Pereira et al., 2021), visto que são aplicados em condições climáticas adequadas, atingindo menor intensidade, severidade e produção de energia (Fonseca et al., 2022).

A utilização do fogo prescrito como uma ferramenta para gerenciar a carga de combustível é cada vez mais comum ao nível do globo, principalmente devido à capacidade de prevenir ou mitigar os impactos dos incêndios florestais. Com isso, o caráter de condições de incêndios severos é alterado para incêndios planejados e menos intensos (Santín & Doerr, 2016; Hunter & Robles, 2020). O impacto dos fogos prescritos na matéria orgânica do solo e no ciclo do carbono é um tema essencial e recorrente em relação às alterações climáticas, uma vez que vastas paisagens são geridas anualmente pelo fogo prescrito. O teor de carbono orgânico do solo é um fator crucial da sustentabilidade dos ecossistemas, além de ser um dos indicadores mais importantes da qualidade do solo (Lal, 2015).

Ainda, o fogo prescrito atrai cada vez mais a atenção do público por ser uma forma amplamente estratégica de gestão e restauração. O fogo é um potencial transformador/perturbador em ecossistemas florestais, capaz de induzir drásticas alterações na estrutura da floresta, modificando a densidade de árvores por unidade de área, o volume de folhagem e o armazenamento de água no sistema (Cansler et al., 2022).

2.4 Problemática do abandono de áreas agrícolas

As alterações verificadas nos usos do solo e cobertura vegetal, em consequência do abandono agrícola, são antes de mais, o resultado do êxodo rural e do envelhecimento das populações (Almeida et al., 2009).

Os problemas ambientais causados pelas atividades agropecuárias com manejo inadequado devem ser alertados, uma vez que o solo é um recurso limitado e necessita de um longo período para ser formado (Stefanoski et al. 2013). Embora o Parque Natural de Montesinho inclua 92 aldeias, algumas mudanças sociais como a diminuição da população rural e o envelhecimento levaram ao abandono das terras agrícolas e, atualmente, cerca de um terço da área do PNM é coberta por comunidades arbustivas. Assim, de acordo com o plano de gestão do PNM, fogos prescritos para controlar a invasão de arbustos têm sido usados como ferramenta útil para proteger as florestas existentes contra incêndios florestais (Fonseca et al., 2022).

2.5 Parque Natural de Montesinho

O parque Natural de Montesinho (PNM) é uma Área Protegida com cerca de 74200 hectares que dispõe de um conjunto complexo de paisagens naturais arborizadas e de agricultura tradicional de montanha, com gradientes altamente variáveis (ICNF, 2020a). O PNM apresenta cinco unidades paisagísticas principais: matas e matos (43,3%), matos e pinhais (24,2%), vinhas (20,1%), unidade aberta (8,2%) e unidade paisagística de montanha granítica (4,2%) (Bompastor et al., 2009). A vegetação de maior importância no quesito conservação desta Área Protegida são as espécies que ocorrem em solos úmidos nos planaltos da serra de Montesinho, dentre elas destacam-se os urzais higrofilos (comunidades dominadas pela *Erica tetralix* e *Genista anglica*) e as comunidades turfeiras baixas, cervunais (comunidades dominadas pelo nardo-dos-campos, *Nardus stricta*) (ICNF, 2020c.).

Os solos do PNM são predominantemente incipientes, com classificação de Leptossolos derivados do xisto. Porém, aparecem afloramentos de granito na parte superior da Serra de Montesinho e manchas de rochas básicas e ultrabásicas em algumas partes do PNM. Solos delgados, pedregosos, ácidos e com teores de matéria orgânica elevados são predominantes em zonas mais altas e úmidas do Parque. Com a análise na perspectiva hidrológica e pedológica, as comunidades arbustivas exibem grande

importância, visto que o relevo no Parque é de aspecto acidentado ou ondulado, o que favorece o risco de erosão (Coba, 1991). A proteção do recurso solo no PNM é importantíssima, tanto pelo papel que ele desempenha nos serviços ecossistêmicos, seja nos ciclos de nutrientes, na regulação hidrológica, na sustentação das comunidades vegetais e na dinâmica do carbono. Por isso, buscar o conhecimento e entendimento dos fatores que determinam os processos de degradação do solo é importante para a criação de estratégias, práticas e ações de conservação do solo (Figueiredo et al., 2015b).

Em relação à temperatura do PMN, a média mensal do mês mais frio é de 4,5°C (janeiro), e de 20,7°C no mês mais quente (julho) (Aguiar, 2001; Castro et al., 2010). As inversões térmicas são bastante recorrentes nos meses de inverno e primavera, e por essa razão as temperaturas mínimas nas zonas de vale são inferiores às dos locais de altitude mais elevada. As maiores amplitudes térmicas diurnas e anuais são observadas nos mesmos locais que registram maiores valores das temperaturas máximas, como acontece nos vales mais encaixados e profundos.

A distribuição das chuvas possui uma elevada concentração na estação fria, de outubro a março, representando 72% da precipitação anual. Na estação quente ocorre praticamente uma ausência de precipitação, tais condições são características do clima mediterrâneo. Os maiores valores médios de precipitação anual são registrados nas zonas mais elevadas (1215,6 mm em Moimenta e 1262,8 mm em Montesinho) e na parte ocidental (1075,1 mm em Vinhais), constatando-se uma redução acentuada para Este (806 mm em Deilão) (ICNF, 2020b).

2.6 Condicionadores do solo

A adição de condicionadores na superfície do solo compreende a aplicação de substâncias orgânicas naturais, inorgânicos ou minerais e sintéticas, com o objetivo de alterar positivamente as propriedades do solo (Sojka, 2007). Os condicionadores modificam a estrutura e outras propriedades do solo, melhoram suas condições e previnem a sua perda, e com isso, apresentam-se como um método de proteção do solo contra os efeitos ocasionados pela erosão (Morgan, 2005).

2.6.1 Tecnosolos

O Tecnosolo consiste em um solo artificial que deve conter mais de 20% de material tecnogênico nos primeiros 100 cm (IUSS Working Group WRB 2006). Ele é abordado por IUSS Working Group WRB (2015) como uma forma de abrandar a degradação que os solos vêm sofrendo ao longo do tempo, são baseados na aplicação de conhecimento científico e tecnologia para compor um solo com características químicas e físicas ideais, com o objetivo de solucionar um problema específico.

Desta maneira, os Tecnosolos apresentam-se como uma alternativa de redução de diversos impactos ambientais. Pode referir-se como exemplo a conversão em Tecnosolo de resíduos sólidos orgânicos gerados em grandes centros urbanos, ao invés de serem despejados em aterros sanitários ou serem incinerados, acarretando em uma diminuição da poluição atmosférica (Macías-García et al., 2015). Outro benefício é a possibilidade de serem aplicados na superfície do solo contribuindo para a redução da perda de solo por erosão hídrica, e conseqüentemente a melhora da qualidade da água superficial (Bronick, 2005).

2.6.2 Poliacrilamida

Polímeros são compostos químicos de alto peso molecular que se formam como resultado de uma reação química de polimerização e dão origem a uma macromolécula de origem natural ou sintética, no qual os polímeros de origem sintética são comumente mais utilizados na agricultura (Shamp et al., 1975). Os polímeros sintéticos podem ser classificados quanto ao tipo de carga (neutros, catiónicos e aniônicos), e sua classificação determina a sua capacidade de adsorção e eficácia como condicionador do solo. Os polímeros aniônicos são os que aprestam a melhor performance para elevar a estabilidade dos agregados, aumentando a resistência à erosão (Levy, 1992).

Dentre os diversos tipos de condicionadores sintéticos aniônicos, se pode evidenciar a Poliacrilamida (PAM), um polímero utilizado desde a década de 80 na agricultura com o objetivo de reduzir a erosão do solo, pois suas propriedades estabilizadoras e floculantes reduzem o escoamento superficial, o transporte de partículas de solo e melhoram a infiltração de água no solo (Sojka, 2007).

2.6.3 Composto de bagaço de azeitona

Portugal é um dos grandes produtores de azeite a nível mundial, no entanto, a extração do azeite pelo sistema de extração contínuo gera uma grande quantidade de bagaço de azeitona com elevado teor de humidade. Este bagaço não tem valor comercial desde 2020 e representa um alto risco ambiental de fitotoxicidade caso seja despejado no solo sem tratamento prévio, dessa forma busca-se alternativas para o destino desse resíduo (Hernández et al., 2022).

Para reduzir a fitotoxicidade e possibilitar o incremento desse resíduo ao ambiente, uma das propostas é a realização da compostagem aeróbica, no entanto, esse processo apresenta dificuldades por ser um material pastoso, saturado de água e com alto teor de polifenóis, e sua realização fica custosa financeiramente a nível industrial (Hernández et al., 2022).

No entanto, no âmbito do projeto BIOMA “Soluções Integradas de BIOeconomia para a Mobilização da Cadeia Agroalimentar”, procurou-se dar uma resposta a este problema. Foram então montadas quatro pilhas de compostagem de 27 m³ cada. As pilhas correspondiam a diferentes quantidades de bagaço de azeitona e de um estruturante (casca de amêndoa ou casca de pinheiro ou estrume de ovelha), obtendo-se compostos de boa qualidade. Assim, o bagaço de azeitona compostado pode ser implementado ao meio ambiente e utilizado como corretivo orgânico e/ou para a proteção de áreas queimadas e recuperação de áreas degradadas com o objetivo de proteger o solo descoberto e conseqüentemente reduzir o risco de erosão hídrica. Neste momento, este composto está a ser testado em experiências em olivais com o objetivo de aumentar o teor de carbono no solo e em áreas queimadas com o objetivo de reduzir a erosão hídrica e melhorar as propriedades do solo.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

O presente estudo foi conduzido no Parque Natural de Montesinho (PNM), NE de Portugal, próximo da aldeia de Aveleda ($41^{\circ}53'57.06''\text{N}$, $6^{\circ}40'55.39''\text{W}$). O local do estudo apresenta uma área de aproximadamente cinco hectares e o parque aproximadamente de 75000 ha (Figura 3) (Fonseca et al., 2022).

A área de estudo, apresenta uma temperatura média anual de 12°C e precipitação média anual de 850 mm, com distribuição tipicamente mediterrânica. O relevo é ondulado, com declives suaves, em quase toda a área, e altitude de cerca de 800 m. Predominam os Leptosolos úmbricos derivados de xisto, com as seguintes características: textura média, ácidos, pedregosos, com teores médios a elevados de matéria orgânica no horizonte superficial (FAO/UNESCO, 1988; Agroconsultores & Coba, 1991; Fonseca et al., 2017).

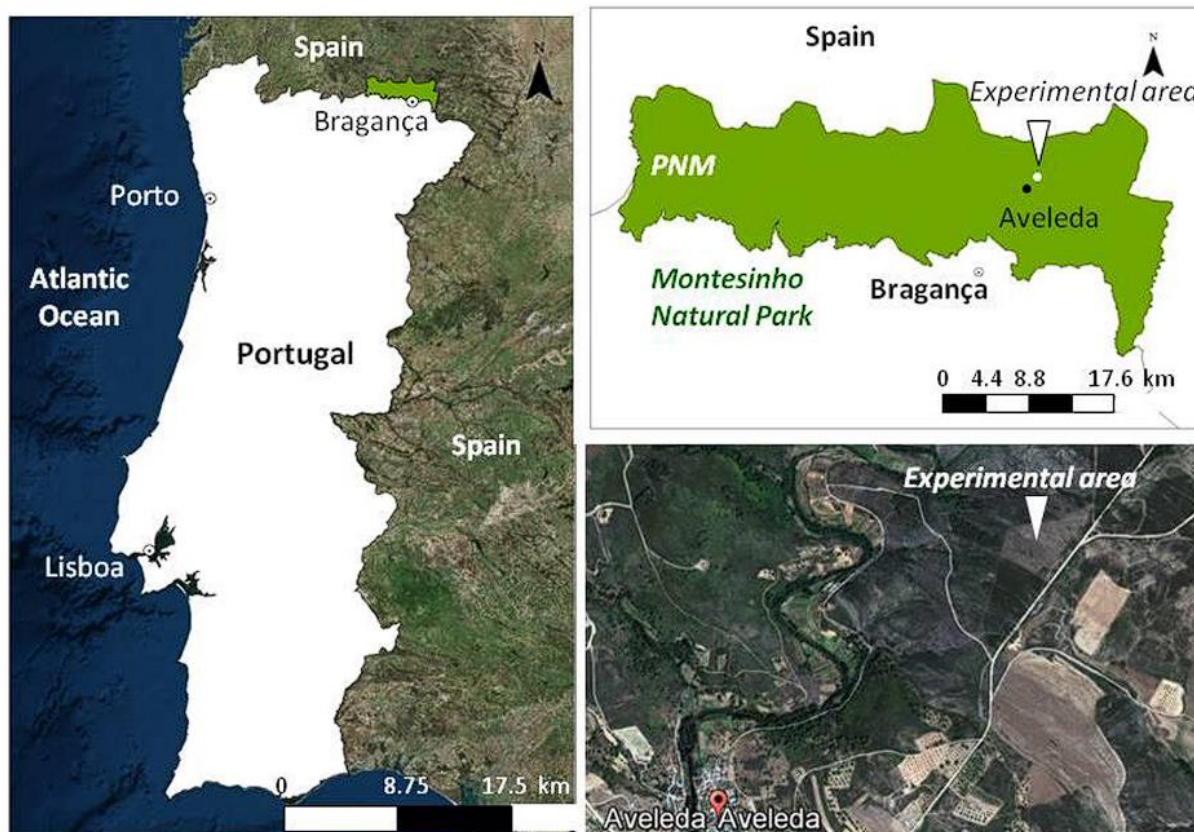


Figura 3 - Localização da área de estudo no Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal (Fonseca et al., 2022).

A área de estudo corresponde a um antigo povoamento de *Pinus pinaster*, que em agosto de 1998 sofreu um incêndio, destruindo boa parte da floresta. Desde então, a área foi invadida por vegetação arbustiva espontânea, até que em março de 2011 foi realizado um fogo controlado, com o objetivo de diminuir a quantidade de material combustível disponível e preservar cerca de 12 ha de floresta de *Pinus pinaster* que não foi atingida pelo incêndio de 1998 (Fonseca et al., 2017). Após 10 anos do primeiro fogo controlado, em março de 2021, foi aplicado um novo fogo controlado na mesma área com o mesmo objetivo de reduzir a quantidade de material combustível e reduzir o risco de incêndio florestal.

3.2 Tratamento por fogo controlado

O fogo controlado foi realizado no início da primavera, no dia 22 de março de 2021, por uma equipa de bombeiros e equipas de sapadores do Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas (Figura 4). O fogo foi iniciado com o equipamento pinga lume (Figura 5) e acompanhado por uma equipa de investigação constituída por investigadores do Instituto Politécnico de Bragança (IPB), do Instituto Superior de Engenharia do Porto (ISEP), da Universidade do Minho (UM) e do Laboratório Colaborativo Montanhas de Investigação (MORE Colab) (Figura 6).



Figura 4 - Aplicação do fogo controlado na área de estudo



Figura 5 - Equipamento pinga lume utilizado para iniciar o fogo controlado



Figura 6 - Equipa de investigação do IPB, ISEP, UM e MORE Colab

As equipas de sapadores foram cautelosas para que o fogo remanescente não espalhasse para a vegetação das áreas vizinhas e pudesse iniciar um incêndio florestal. A temperatura das chamas e a velocidade do vento foram monitoradas respetivamente através de uma câmara térmica de infravermelho e um medidor digital portátil.

No dia da realização do fogo controlado os parâmetros meteorológicos obedeceram a intervalos exigidos para a aplicação e controle do fogo. Os dados foram obtidos através de uma estação meteorológica portátil que ia fornecendo a informação em tempo real. A temperatura mínima foi de $-1,7^{\circ}\text{C}$ e a máxima de $16,9^{\circ}\text{C}$, a humidade relativa média foi de 64%, com variações entre 21% e 93%, ventos de Leste a 7,2 km/h chegando a 27 km/h a Oeste, sem precipitação.

3.3 Instalação das microparcelas de erosão

Para a quantificação da perda de solo por erosão instalaram-se oito microparcelas de erosão na área queimada no dia seguinte à aplicação do fogo controlado (Figura 7).



Figura 7 - Instalação de microparcelas de erosão na área experimental

As microparcelas apresentavam 4 metros de comprimento por 1 metro de largura, totalizando 4 m² de área, dispostas de forma a seguir o padrão natural do escoamento do terreno (Figura 8).



Figura 8 - Delimitação da área da microparcela

O solo erodido foi captado por um dispositivo triangular metálico alocado na parte inferior das microparcelas, sentido do maior declive (Figura 9). Para captar a água do escoamento superficial e os sedimentos em suspensão, foram colocados bidões com capacidade de 10 litros, ligados através de uma mangueira ao dispositivo frontal da respectiva microparcela de erosão. O reservatório foi enterrado e coberto por chapas metálicas a fim de não ocorrer interferências externas no reservatório (Figura 10).



Figura 9 - Acumulação de sedimento no dispositivo alocado na frente das parcelas de erosão



Figura 10 - Reservatório de recolha do escoamento superficial e sedimento em suspensão

3.4 Obtenção dos dados de precipitação

Os dados de precipitação diária foram obtidos pelo Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA, 2022), por uma estação meteorológica de Bragança, que está a uma altitude muito próxima à da área de estudo. As colheitas de sedimentos e água foram realizadas por cada grande evento de precipitação, totalizando dez colheitas.

3.5 Avaliação da perda de solo e do escoamento superficial

Foram realizadas dez colheitas em um período de 19 meses (março de 2021 a novembro de 2022). Em cada colheita procedeu-se à troca dos reservatórios de recolha do escoamento superficial e dos sedimentos transportados em suspensão por reservatórios vazios, e à recolha dos sedimentos acumulados nos dispositivos frontais das microparcelas.

A massa de sedimentos em suspensão e o volume de água de escoamento foram determinados em laboratório. Os reservatórios com água e sedimentos foram reservados para que ocorresse a sedimentação das partículas, após esse período, parte da água era removida e a restante, que continha os sedimentos, era levada à estufa a 105°C durante 72h, seguida da pesagem dos sedimentos.

Os sedimentos colhidos nos dispositivos das frentes das microparcels foram secos a 40°C, para posterior análise química. No entanto, a quantidade de solo perdida foi avaliada para a humidade dos sedimentos secos a 105°C através de amostras de 8 a 10 g e extrapolada a toda a amostra.

Após a determinação dos valores dos sedimentos suspensos na água de escoamento, do volume de água de escoamento e dos sedimentos acumulados no dispositivo frontal da microparcela de erosão, foi possível realizar o cálculo da perda de solo e do escoamento superficial na área queimada, recorrendo às seguintes equações (Fonseca et al., 2011):

$$PS = \frac{(Csa \times Vae) + Psf}{A} \quad (\text{Equação 1})$$

$$E = \frac{Vae}{A} \quad (\text{Equação 2})$$

$$Coef.esc (\%) = \frac{E(mm)}{P(mm)} * 100 \quad (\text{Equação 3})$$

Em que:

PS: Perda de solo (g/m);

Csa: Concentração de sedimentos na água de escoamento (g/L);

Vae: Volume de água de escoamento (L);

Psf: Peso de sedimento colhido na frente da parcela (g);

A: Área da parcela (m²);

E: Escoamento (mm);

3.5.1 Acompanhamento das características da superfície do solo

O acompanhamento da cobertura vegetal e da pedregosidade superficial foi realizado de forma a compreender a dinâmica dos processos erosivos. As informações foram obtidas através de dois voos de drone sobre as microparcels de erosão, com aproximadamente um ano de intervalo entre eles.

O voo foi manual, realizado entre três e quatro metros de altura a partir da superfície. As fotografias foram feitas em fiadas paralelas, garantindo o mínimo de

sobreposição de 70% frontal e lateralmente. O drone usado foi um Mavic 2 Pro com uma adaptação a posicionamento PPK/RTK da Topodrone. Os dados RTK foram processados com dados de correção acessíveis a partir da antena de Bragança da RENEP (Rede Nacional de Estações Permanentes), metodologia similar à realizada por Caldeira et al. (2019), mas adaptada para a presente área de estudo.

Os valores de pedregosidade superficial e cobertura vegetal foram obtidos através da ferramenta *Maximum Likelihood Classification* no aplicativo ArcGis versão 10.8.

3.6 Aplicação de condicionadores do solo

Os condicionadores do solo selecionados para aplicação na superfície das microparcelas de erosão foram: Tecno solo (2 microparcelas), poliacrilamida (2 microparcelas) e composto de bagaço de azeitona (2 microparcelas), mantiveram-se 2 microparcelas com o solo original (testemunha). O Tecno solo foi disposto de modo a atingir uma espessura de cerca de 5 cm, que correspondeu a 25 kg/m². Para o composto de bagaço da azeitona foram distribuídos 4 kg por microparcela, o que resulta na proporção de 1 kg/m². Relativamente à poliacrilamida foram adicionadas 20 g por microparcela (0,005 kg/m²).

Conforme Hernandez (2022), o composto utilizado nas microparcelas realizou o processo de compostagem aeróbica por 176 dias, apresentando como matéria prima inicial 44% de bagaço de azeitona, 11% de estrume e 44% de casca de amêndoa (com revolvimento da pilha).

Os condicionadores foram aplicados apenas após a sexta colheita, no dia 15/12/2021, devido à pandemia de COVID-19 que ocasionou o fechamento das fronteiras e impossibilitou que o transporte do Tecno solo fosse efetuado de Espanha para Portugal. A partir de 15/12/2021, o experimento passou a ser constituído por duas microparcelas com Tecno solo, duas com poliacrilamida, duas com composto e duas com solo original (testemunha).

3.7 Avaliação da perda de C e N nos sedimentos

As perdas de C e N nos sedimentos foram quantificadas para as primeiras seis colheitas, que corresponderam à situação antes da aplicação dos condicionadores do solo. Os sedimentos foram separados em quatro classes de tamanho: <0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2 mm e >2 mm e analisados em laboratório para as concentrações de C e N em autoanalisador por combustão.

3.8 Análise de dados

A verificação da diferença significativa entre os dados foi obtida por meio da análise de variância a 95% de probabilidade. Em caso de diferença significativa realizou-se posteriormente o teste de Tukey através do aplicativo Jamovi versão 2.3.21.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Fogo controlado

O fogo abrangeu uma faixa de 75 m de largura, paralela a um povoamento florestal de *Pinus pinaster*, totalizando uma área ardida de 5 hectares. Como esperado, ocorreu uma relevante diferença na área após o fogo controlado (Figura 11). Contudo, a progressão do fogo apresentou dificuldades na propagação, o que não permitiu que todo material combustível fosse consumido, tendo permanecido algumas “ilhas” de vegetação intacta. Isto representa condições favoráveis, pois é indicativo que o fogo foi de baixa severidade, causando reduzidos danos nas raízes das plantas e alterações relativamente baixas da temperatura no interior do solo (Persons et al., 2010). A permanência de “ilhas” de vegetação intacta apresenta uma grande vantagem no repovoamento da área ardida por organismos do solo, ativando mais rapidamente a atividade biológica do solo (Johnson & Curtis, 2001).



Figura 11 - Área de estudo antes e depois da aplicação do fogo controlado

A temperatura máxima registada com uma câmara térmica de infravermelhos, à superfície do solo imediatamente após a passagem do fogo, foi de 670°C e a mínima de 38,9°C, relacionada com a variação da intensidade do fogo ao longo da área (Figura 12). O aquecimento do solo apresentou variações no momento da passagem do fogo, estando essas variações dependentes de fatores que influenciam o grau de severidade do fogo,

como a humidade do solo e do horizonte orgânico superficial, que quanto mais húmidos menor o aquecimento e o teor de humidade da vegetação, que quanto menor mais favorece a dispersão do fogo e a disponibilidade de material combustível (Costa & Rodrigues, 2015).

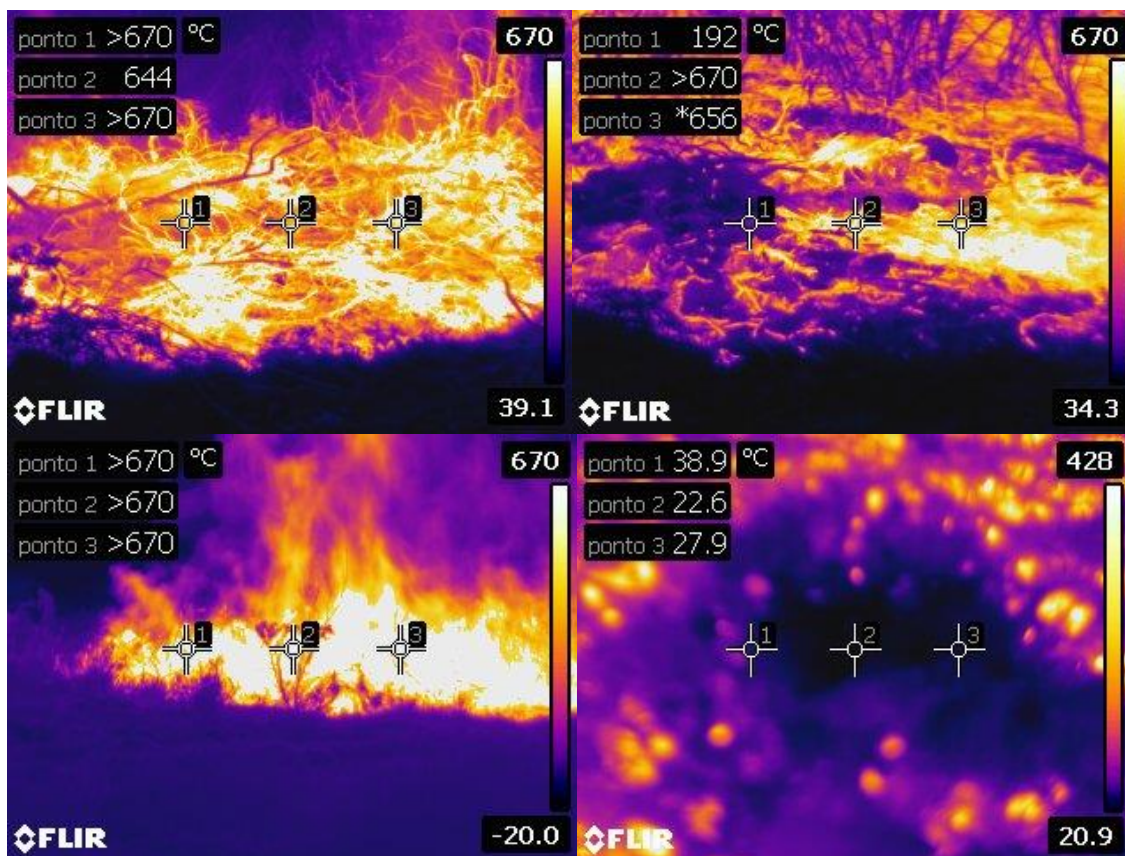


Figura 12 - Imagens térmicas imediatamente após a passagem do fogo controlado

A baixa severidade do fogo, com presença de restos vegetais incompletamente carbonizados na superfície, também contribuiu para a proteção do solo e menores impactos nas propriedades do solo (Fonseca et al., 2017; Efthimou et al., 2020) e acréscimo da disponibilidade de nutrientes para as plantas, permitindo uma recuperação mais rápida do coberto vegetal (Nigh & Diemont, 2013).

4.2 Erosão do solo

Nos primeiros oito meses de ensaio, que corresponderam a seis colheitas de dados, todas as microparcels de erosão mantiveram o solo original. Neste período foi registada uma perda de solo de 92,1 g/m² (Figura 13), correspondente a uma

precipitação total de 231,7 mm (Figura 14). A terceira colheita apresentou o maior valor de perda de solo registado ($31,7 \text{ g/m}^2$) (Figura 13), coincidindo com o valor mais elevado de precipitação (56,6 mm) (Figura 14). A mesma área tinha sido submetida a um fogo controlado em março de 2011 e, nessa altura, a perda de solo para um período idêntico foi de 128 g/m^2 (Figueiredo et al., 2012b), valor superior ao registado para o fogo controlado efetuado 10 anos mais tarde (março de 2021). Tratando-se de solos delgados (Leptosolos) isto reflete uma progressiva degradação do solo, onde cada vez há menos partículas finas de solo para serem transportadas para fora do sistema (Fonseca et al., 2017). De facto, em áreas vizinhas já são visíveis afloramentos rochosos à superfície. A perda de solo registada, $0,92 \text{ Mg/ha}$, está consideravelmente abaixo da tolerância de perda de solo para solos delgados de substrato não renovável, que é de $2,2 \text{ Mg/ha}$ (Arnoldus, 1977).

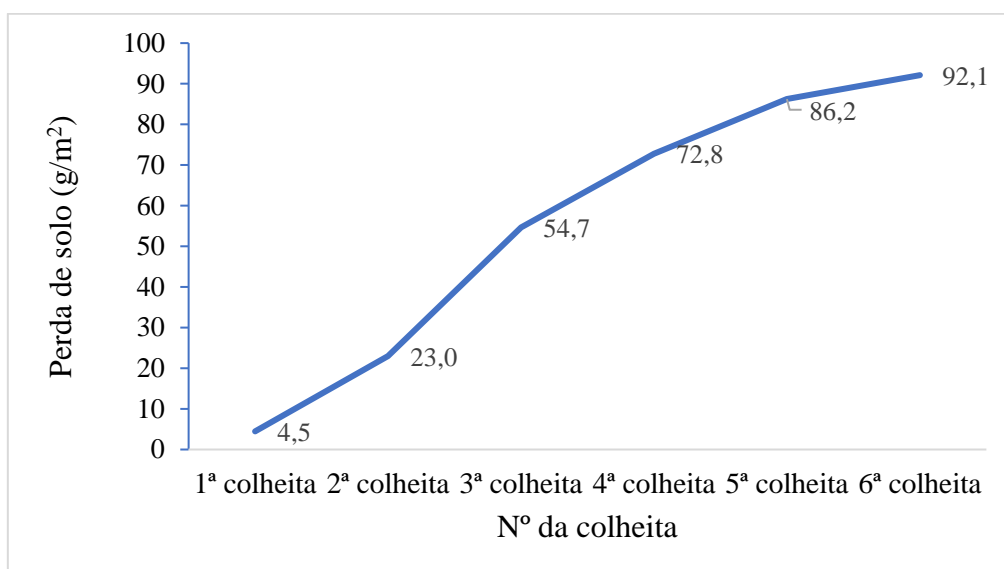


Figura 13 - Perda acumulada de solo (g/m^2) nas oito microparcelas de erosão com o solo original

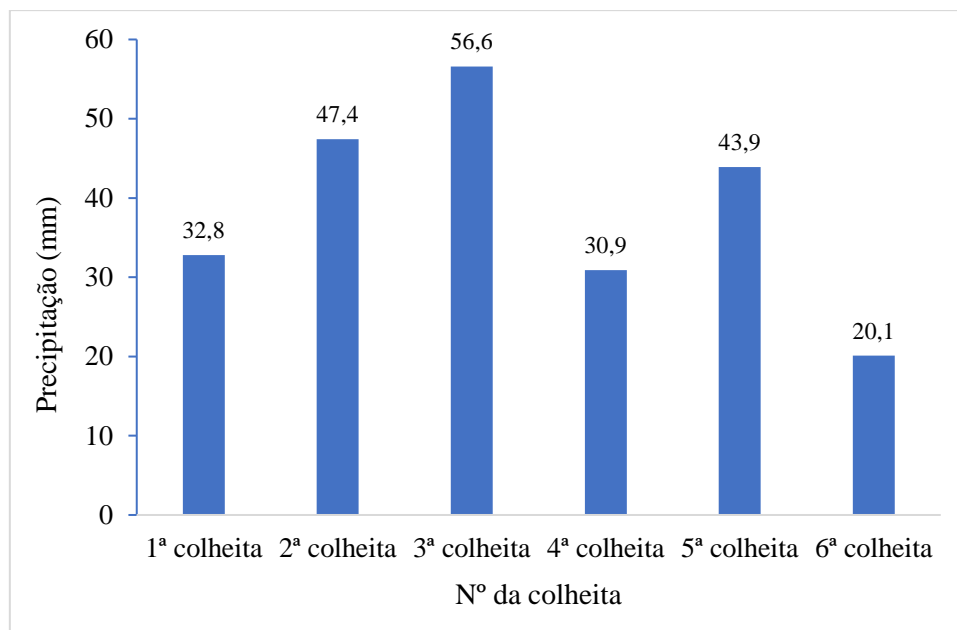


Figura 14 - Precipitação (mm) obtida por colheita na estação meteorológica de Bragança

O escoamento superficial foi de 8,4 mm, calculado para as microparcelas de erosão com solo original nas primeiras seis colheitas (Figura 15), verificando-se que o maior valor de escoamento (2,1 mm, 5ª colheita) (Figura 15) não coincidiu com o maior valor de precipitação registado (56,6 mm, 3ª colheita) (Figura 14). Isto pode estar relacionado com fatores intrínsecos ao solo (selamento do solo, processos de dilatação e contração, atividade radicular, atividade biológica, propriedades físicas) (Hubbert et al. 2006; Fonseca et al., 2011) e às características da precipitação (intensidade, duração e distribuição) (Lorenzon et al., 2015). Tal como para a perda de solo, o valor de escoamento registado 10 anos após o primeiro fogo controlado está abaixo do encontrado por (Figueiredo et al., 2012b), que foi de 13 mm. O coeficiente de escoamento foi de 3,6 %, ocorrendo um ligeiro aumento quando comparado ao valor de 2,4% encontrado em 2011 (Figueiredo et al., 2012b; Fonseca et al., 2017), o que representa uma menor taxa de infiltração de água no solo.

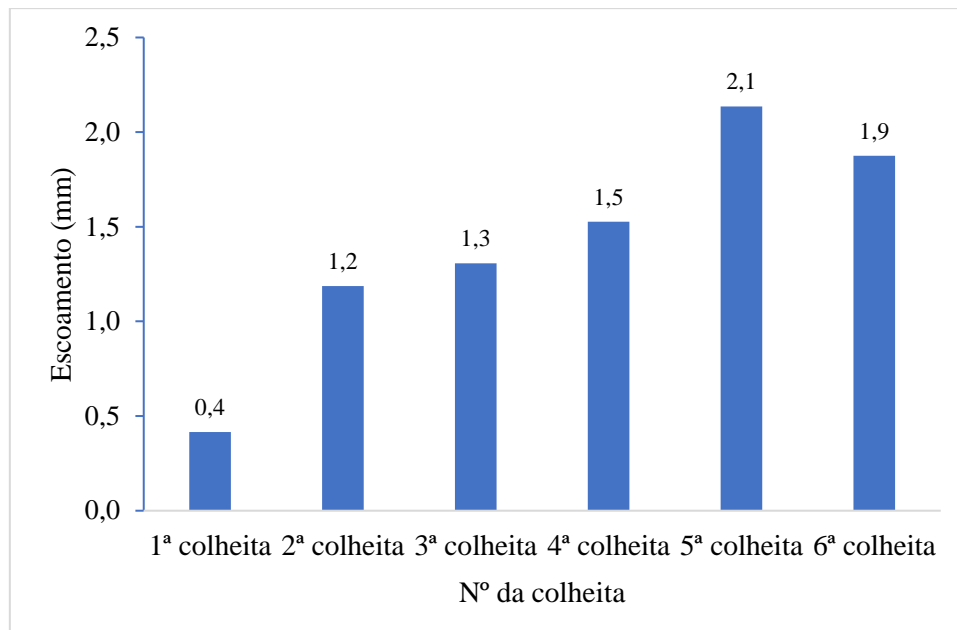


Figura 15 - Escoamento superficial médio (mm) por colheita nas oito microparcelas de erosão com solo original

Comparando a perda de solo com o escoamento superficial, nota-se que na primeira colheita ocorreram baixos valores de escoamento (Figura 15) e consequentemente baixos valores de perda de solo associados (Figura 13), pois o escoamento superficial é a etapa do ciclo hidrológico mais associada ao desenvolvimento do processo erosivo (Pruski & Silva, 1997).

A Figura 16 mostra a evolução temporal da perda de solo e do escoamento superficial para o período das primeiras seis colheitas, a qual segue um padrão já observado experimentalmente em áreas de solo nu ou de reduzido coberto vegetal (Figueiredo et al., 2012b; Fonseca et al., 2017). Como seria de esperar, as perdas de solo tendem a diminuir ao longo do tempo.

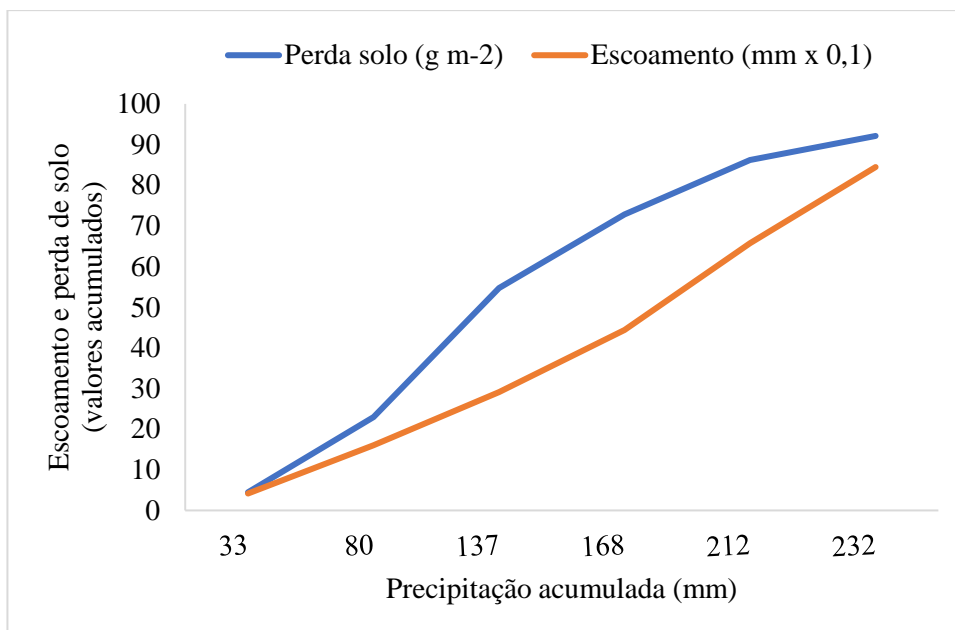


Figura 16 - Evolução temporal da perda de solo e de escoamento superficial para as oito microparcelas de erosão com solo original

Também, a perda de solo e o escoamento superficial estão muito relacionados com as características da superfície do solo, mais especificamente com a pedregosidade superficial e a cobertura vegetal. Três meses após o fogo as microparcelas apresentaram até 34,5% de pedregosidade superficial (Figura 17) e um mínimo de 7,1% de cobertura vegetal (Figura 18). Para esse mesmo período, as parcelas apresentaram em média um elevado valor de pedregosidade superficial (28,6%) e um reduzido valor de cobertura vegetal (13%). Estes resultados são justificados pela área já apresentar um considerável nível de degradação, situação semelhante à de outras áreas estudadas no NE de Portugal (Figueiredo, 2001; Figueiredo et al., 2012b; Fonseca et al., 2017).

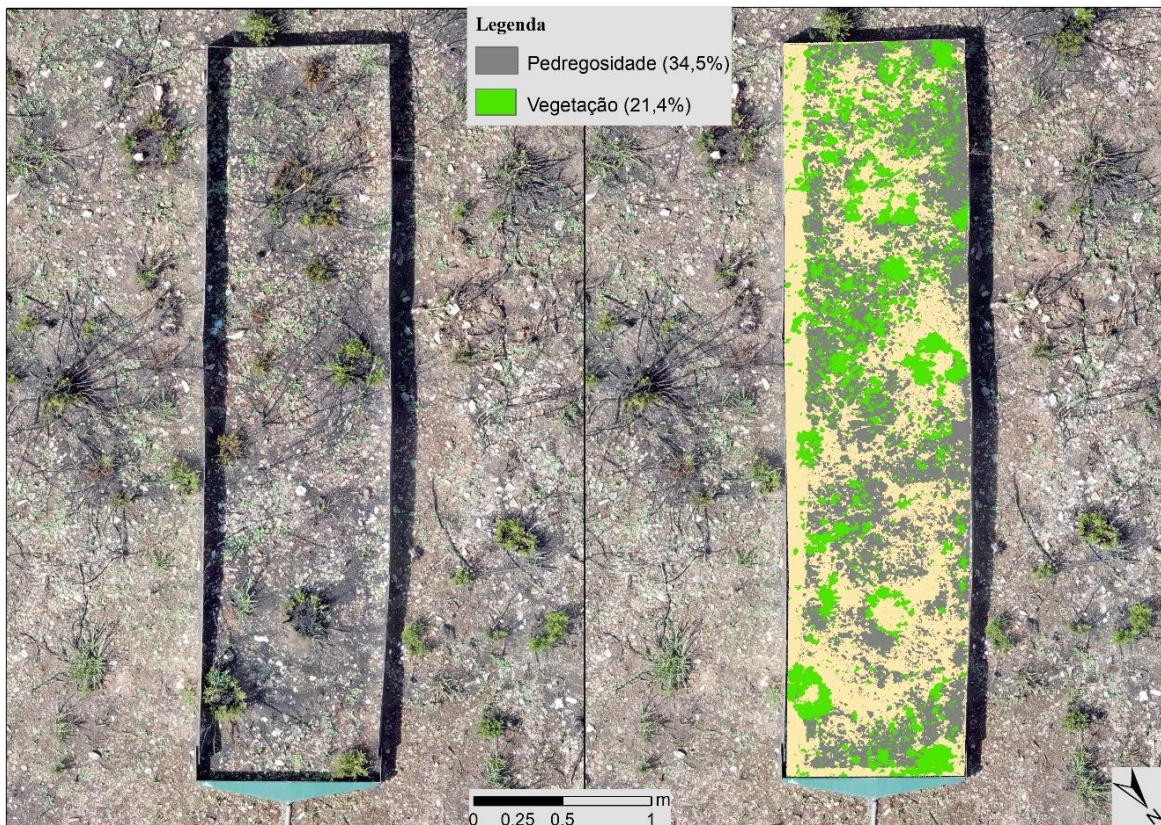


Figura 17 - Representação da parcela com maior % de pedregosidade superficial três meses após o fogo controlado

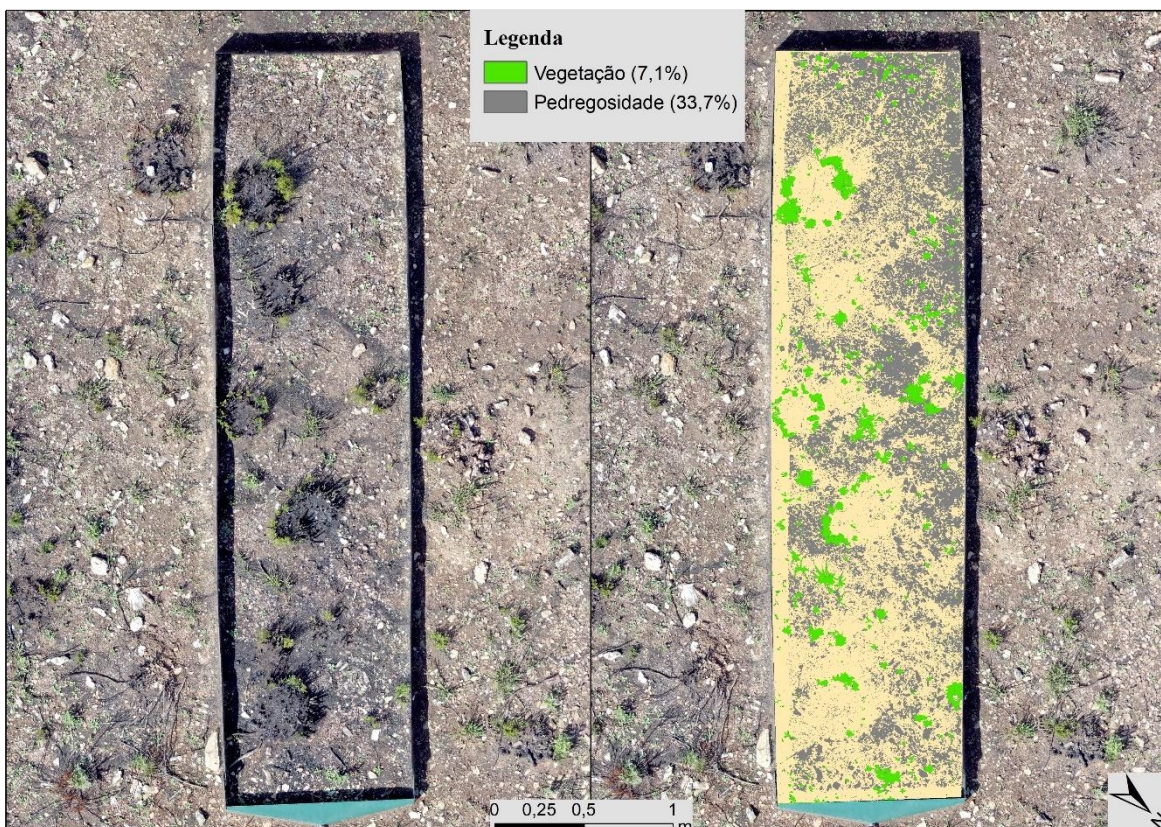


Figura 18 - Representação da parcela com menor % de cobertura vegetal três meses após o fogo controlado

A partir da sétima colheita, inclusive, o ensaio foi alterado, tendo sido adicionado condicionadores do solo em seis microparcelsas de erosão (duas com Tecnossolo, duas com poliacrilamida e duas com composto de bagaço de azeitona; duas mantiveram-se com o solo original), perfazendo um total de quatro tratamentos. Na Tabela 1 apresentam-se os valores de perda de solo por tratamento da sétima à décima colheita e na Figura 19 os valores de perda de solo para esses mesmos tratamentos. Numa primeira aproximação, verifica-se que a perda de solo global foi baixa para todos os tratamentos, mas a partir da oitava colheita aumentou consideravelmente em todos os tratamentos (Tabela 1), devido aos elevados valores de precipitação que ocorreram nesse período (Figura 20).

Tabela 1 - Perda de solo (g/m^2) por tratamento e colheita

	Testemunha	Tecnossolo	Poliacrilamida	Composto
7ª colheita	1,1	3,6	2,1	3,8
8ª colheita	4,6	9,7	8,0	12,2
9ª colheita	18,9	35,2	33,9	32,4
10ª colheita	8,5	14,9	15,4	16,4

A perda de solo por tratamento (Figura 19) não apresentou diferenças estatisticamente significativas entre tratamentos ($p < 0,05$). Contudo, é de referir que a elevada precipitação durante o período de estabilização dos tratamentos (Figura 20) contribuiu para um acréscimo da acumulação de partículas, com origem nos materiais dos próprios tratamentos, no dispositivo frontal de recolha das microparcelsas.

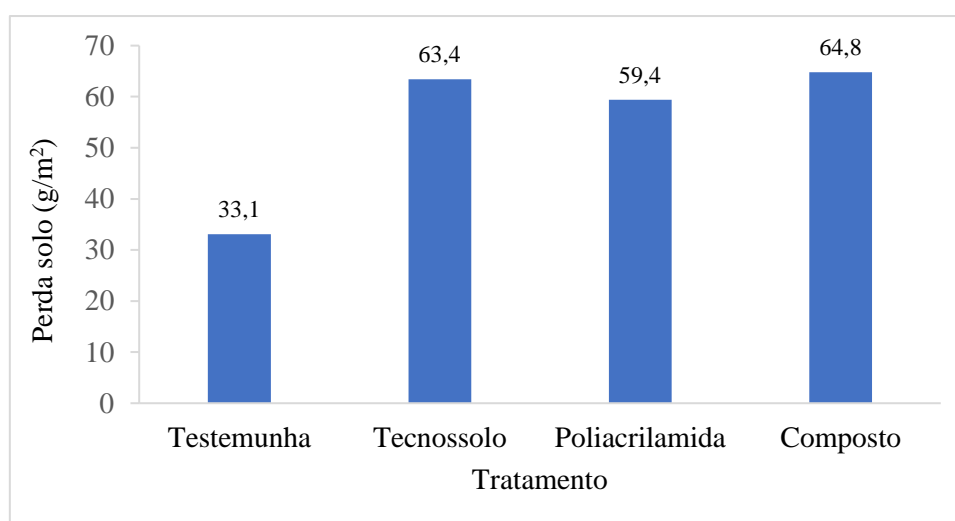


Figura 19 - Perda de solo total (g/m^2) da sétima à décima colheita por tratamento

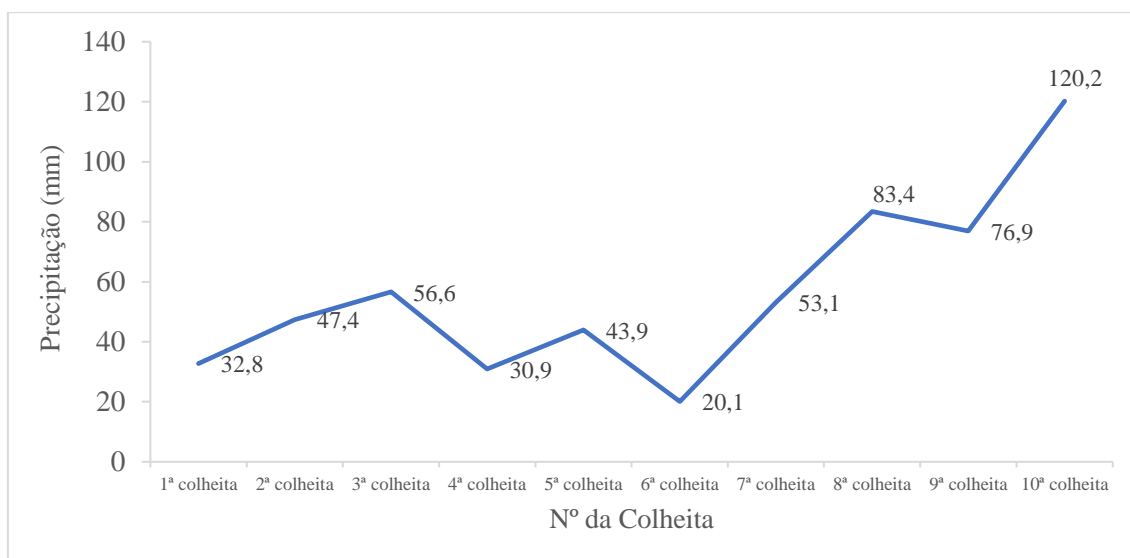


Figura 20 - Precipitação (mm) registrada na estação meteorológica de Bragança no período das dez colheitas realizadas

Os valores elevados de precipitação aumentaram o escoamento superficial das microparcelas do solo original (testemunha) em comparação aos tratamentos Tecno solo e poliacrilamida (Tabela 2). Apesar do escoamento nas microparcelas testemunha ter sido superior, isso não se traduziu em maiores perdas de solo (Tabela 1, Figura 19), pois a superfície do solo já tinha experimentado perdas durante as primeiras seis colheitas, escasseando partículas para serem carregadas. Em contrapartida, a adição de condicionadores do solo permitiu, numa fase inicial, a disponibilidade de novos materiais para serem transportados enquanto não ocorrem os processos físicos e químicos de adesão e incorporação no solo (Munetiko, 2022).

Tabela 2 - Escoamento superficial médio (mm) por tratamento e colheita

	Testemunha	Tecno solo	Poliacrilamida	Composto
7ª colheita	0,6	0,4	0,5	1,1
8ª colheita	2,3	0,4	1,6	2,4
9ª colheita	2,4	1,3	1,7	2,4
10ª colheita	2,3	1,2	2,5	2,4

Por outro lado, o tratamento com Tecno solo apresentou valores significativamente inferiores de escoamento, mesmo para precipitações elevadas em comparação com os demais tratamentos (Figura 21). O Tecno solo incrementou consideravelmente a taxa de infiltração de água no solo. Não obstante o escoamento ser

inferior, as perdas de solo são muito similares, o que está relacionado com a densidade das partículas. As partículas do Tecnosolos são essencialmente de natureza mineral (maior densidade), ao contrário dos sedimentos dos outros tratamentos que tem na sua composição maior quantidade de partículas orgânicas (menor densidade).

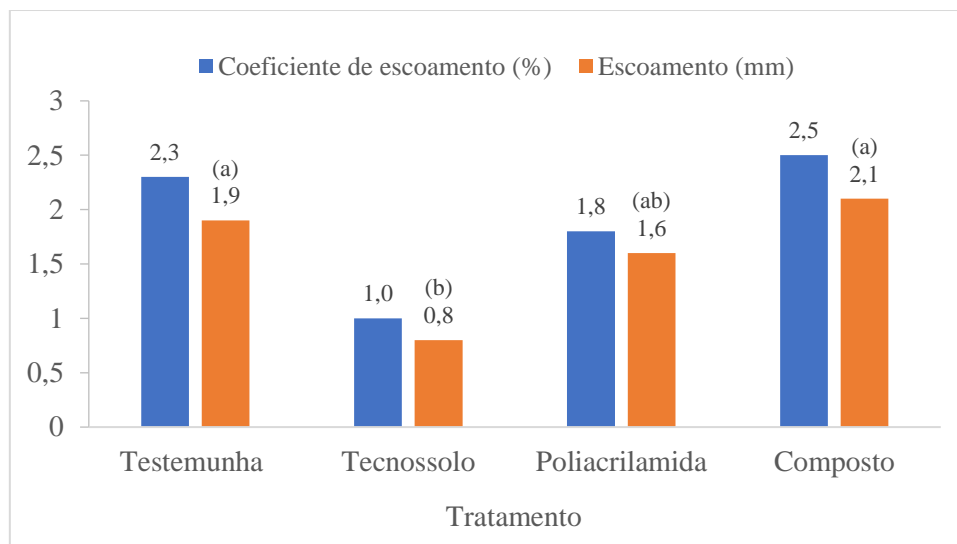


Figura 21 – Valores do escoamento superficial (mm) e do coeficiente de escoamento (%) por tratamento. Letras diferentes nas colunas diferem significativamente os tratamentos ($p < 0,05$)

O baixo escoamento nas microparcelsas com Tecnosolo está relacionado com a alteração de características superficiais do solo, o qual reduziu a pedregosidade superficial de 23,3% para 12,1% (Figura 22), sendo a menor percentagem entre todos os tratamentos, como também elevou a percentagem de cobertura vegetal da microparcelsa de 8,1% para 44,5% (Figura 22). Essa evolução da cobertura vegetal ocorreu devido ao Tecnosolo apresentar uma alta capacidade de fixação e concentração de fósforo, o que facilita o desenvolvimento das plantas e conseqüentemente a criação de uma cobertura vegetal que protege o solo (Silva, 2016).



Figura 22 - Evolução das características superficiais no tratamento com Tecnosolo na superfície um ano após a sua aplicação

Na etapa final do ensaio, quando o Tecnosolo já estava estabilizado e a precipitação era elevada, observou-se que a microparcela com Tecnosolo aumentou ainda mais a percentagem de cobertura por musgos (briófitas), de tal forma que não era possível a visualização do solo exposto (Figura 23).



Figura 23 - Cobertura vegetal no tratamento com Tecnosolo (imagem da direita). A figura traduz a comparação entre áreas dentro e fora da microparcela com Tecnosolo

4.3 Perda de N e C nos sedimentos

Na Figura 24 apresentam-se os resultados da perda de C e N, por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2 mm, > 2 mm) do solo original correspondente às primeiras seis colheitas. A perda global de C nos sedimentos foi de 319,3 kg/ha, apresentando as classes de sedimento de maiores dimensões os valores mais elevados (0,5-2 mm, 153,7 kg/ha; > 2 mm, 92,1 kg/ha). O azoto, com uma perda 9,3 kg/ha, segue um padrão de distribuição pelas diferentes classes de sedimento idêntico ao do carbono.

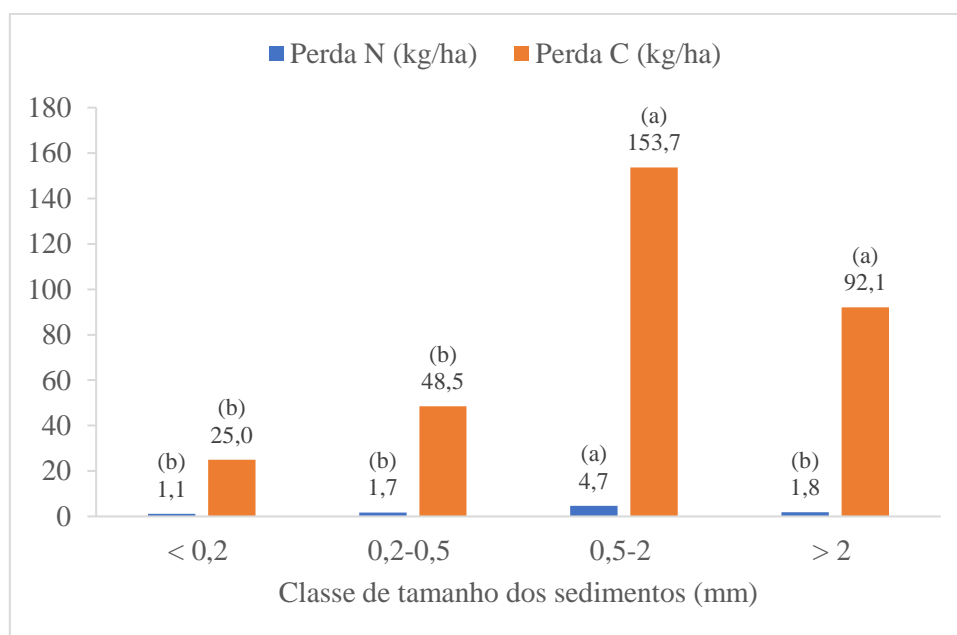


Figura 24 - Perda de carbono e azoto por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, >2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original). Para a mesma variável, letras diferentes nas colunas diferem significativamente as classes de sedimento ($p < 0,05$)

A classe de diâmetro 0,5-2 mm foi a que apresentou as maiores perdas acumuladas de N (4,7 kg/ha; Figuras 24 e 25) e C (153,7 kg/ha; Figuras 24 e 26) ao longo das seis colheitas. As classes 0,2-0,5 mm e > 2 mm mostram perdas muito idênticas (1,7 e 1,8 kg/ha, respetivamente), registando a classe < 0,2 mm os menores valores de N (1,1 kg/ha) (Figuras 24 e 25). Para o carbono, as classes > 2 mm e 0,2-0,5 mm obtiveram 92,1 kg/ha e 48,5 kg/ha respetivamente, enquanto a classe < 0,2 mm também foi a que apresentou menor valor de perda (25,0 kg/ha) (Figuras 24 e 26).

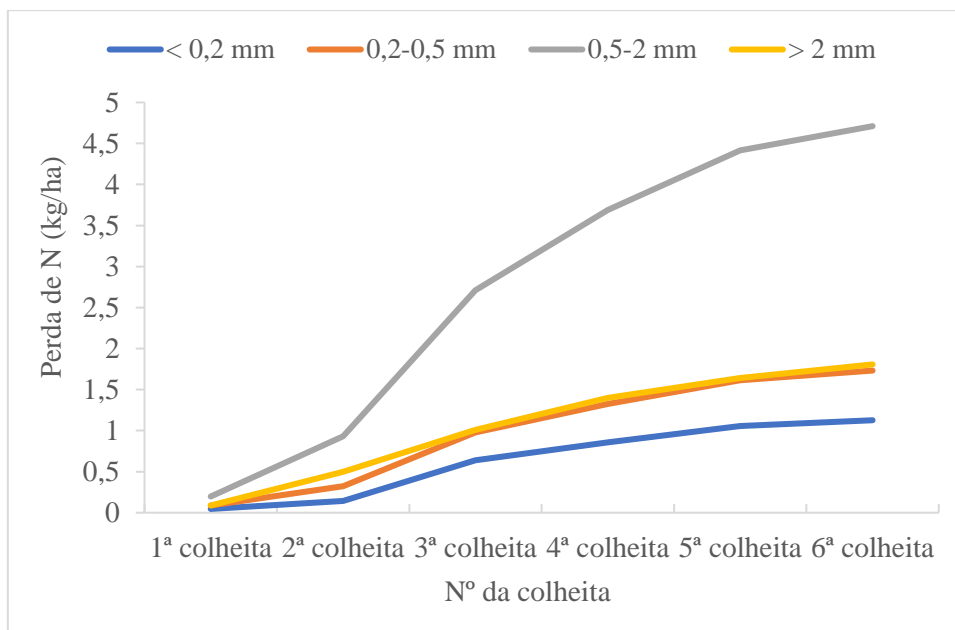


Figura 25 - Perda de azoto acumulada por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original)

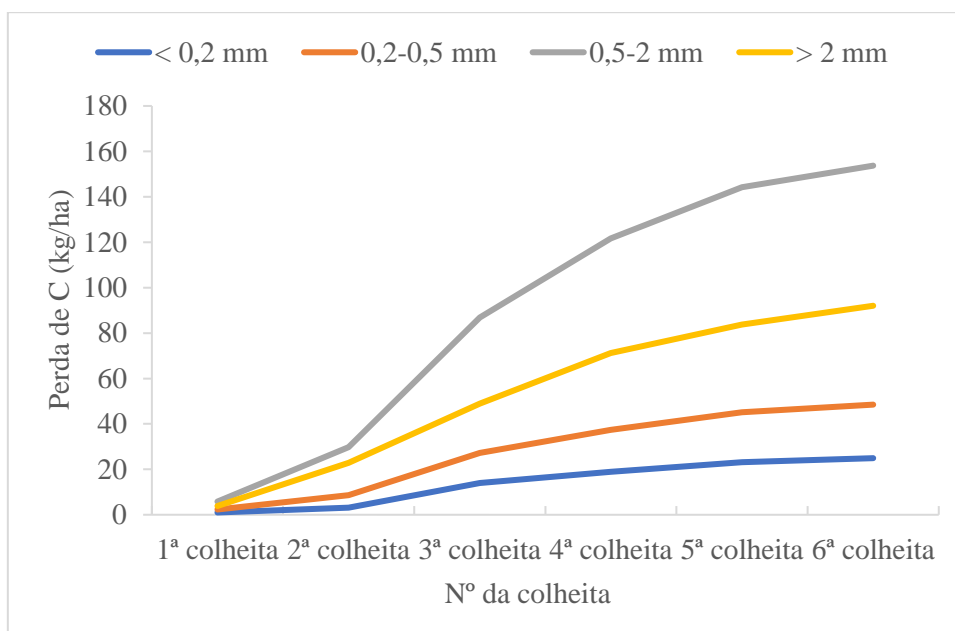


Figura 26 - Perda de carbono acumulada por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original)

Globalmente, as perdas de C e N podem ser consideradas baixas, o que é justificado principalmente pela baixa produção de sedimentos ao longo do tempo em todas as classes de sedimento (Figuras 27 e 28).

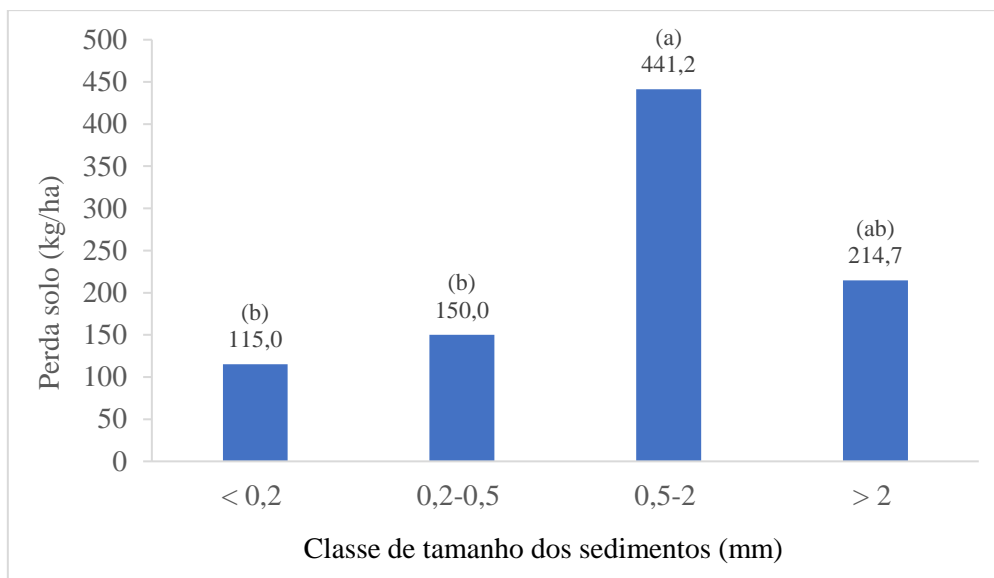


Figura 27 - Quantidade de sedimentos produzidos por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original). Letras diferentes nas colunas diferem significativamente as classes de sedimento ($p < 0,05$)

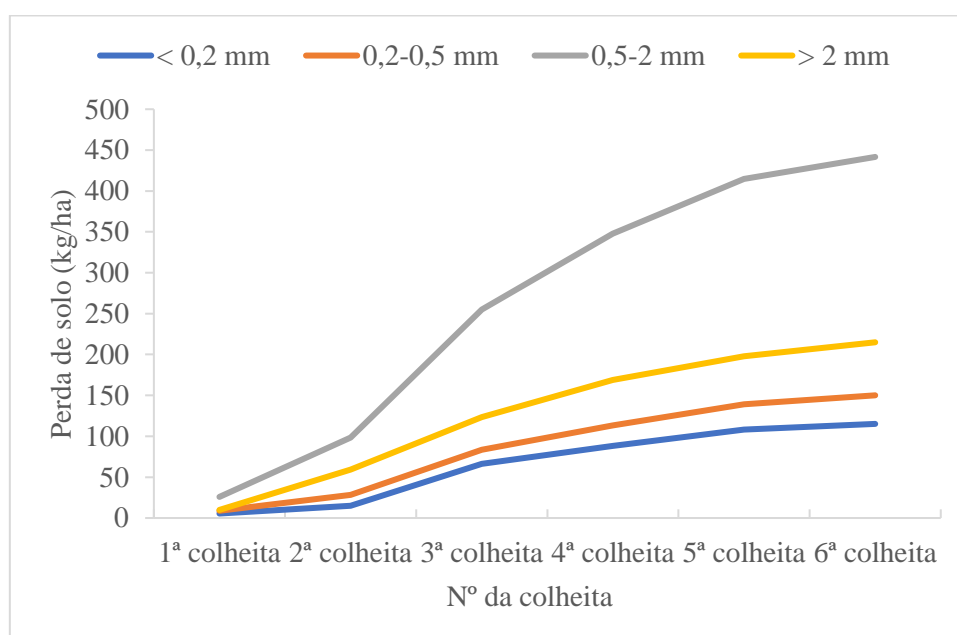


Figura 28 - Perda de solo acumulada por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2 > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original)

Ainda que as maiores perdas de solo (Figura 27) e de C e N (Figura 24) sejam registadas na classe 0,5-2 mm, os sedimentos da classe > 2 mm foram os que apresentaram a maior concentração de C, com diferenças significativas ($p < 0,05$) comparativamente às demais classes, em que 43,1% do sedimento é carbono (Figura

29). No entanto, por conta da quantidade superior de solo perdida na classe 0,5-2 mm, as maiores perdas de carbono também foram verificadas nessa classe.

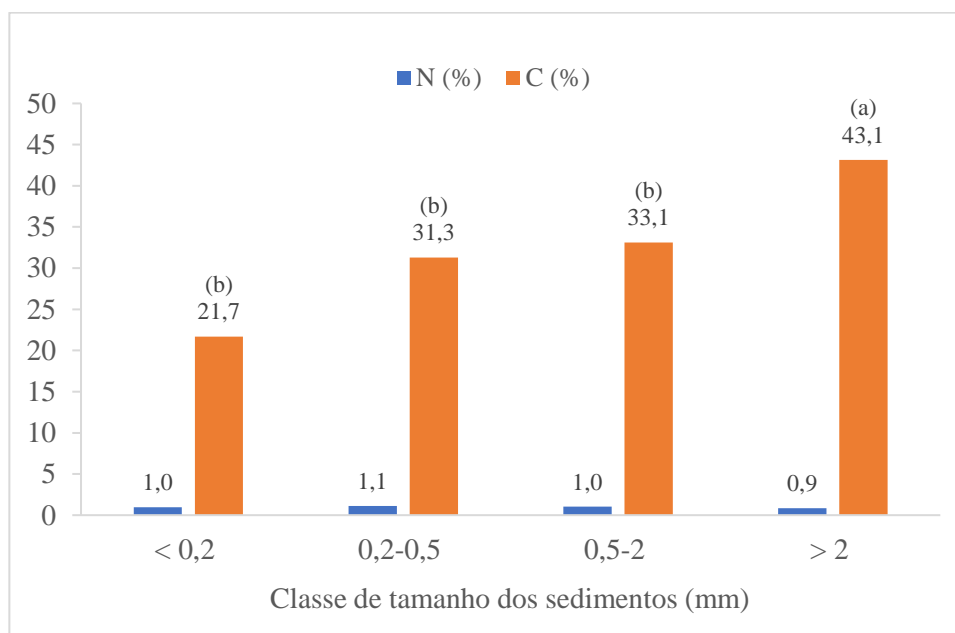


Figura 27 - Concentração de carbono e azoto por classe de sedimento (< 0,2 mm, 0,2-0,5 mm, 0,5-2, > 2 mm) nas primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original). Letras diferentes nas colunas diferem significativamente as classes de sedimento ($p < 0,05$)

Nas primeiras seis colheitas (solo original) verificou-se uma perda acumulada de 9,3 kg/ha de N (Figura 30), que por uma primeira aproximação pode não parecer um valor elevado, no entanto deve-se lembrar que trata-se de uma área degradada e o azoto é um nutriente que apresenta alta mobilidade no solo, além de ser um elemento essencial para as plantas uma vez que se encontra na composição das mais importantes biomoléculas, tais como ATP, NADH, NADPH, proteínas, clorofila e diversas enzimas (Taiz & Zeiger, 2013). Também, nesse mesmo período perdeu-se 319,3 kg/ha de C. O ciclo do carbono ao ser perturbado pelo fogo e pelos processos erosivos, leva a que o carbono seja em grande parte liberado para a atmosfera na forma de CO_2 , sendo esse um dos maiores problemas ambientais do século. Dessa forma, o armazenamento de carbono no solo é de suma importância, pois o solo pode funcionar como um reservatório (CO_2 e CH_4) ou uma fonte (CO_2 , CH_4 e N_2O) de gases com efeito de estufa, dependendo do seu uso e gestão (Callesen et al., 2003; Fonseca, 2005; Fonseca et al., 2017).

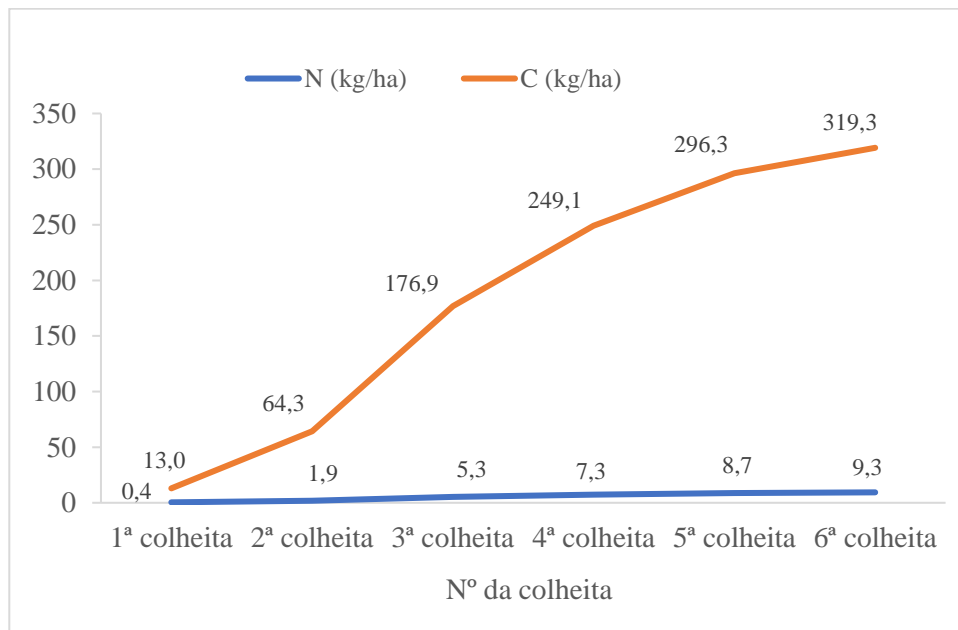


Figura 28 - Perda total acumulada de C e N por colheita nos sedimentos das primeiras seis colheitas (microparcelas com solo original)

Apesar dos valores das perdas de C e N serem considerados baixos, são ainda assim representativos, pois trata-se de solos delgados (Leptosolos), com deficientes condições produtivas e conseqüentemente incapazes de suportar um coberto vegetal que permita a conservação do solo e conseqüente sustentabilidade do ecossistema a longo prazo (Fonseca et al., 2017; Fonseca et al., 2022).

5 CONCLUSÃO E CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ainda que os resultados obtidos para as variáveis indicadoras de degradação física do solo por efeito do fogo controlado não tenham sido expressivos (valores de perda de solo muito inferiores à taxa tolerável para as condições em estudo), são ainda assim elucidativos da complexidade dos processos hidrológicos em solos rasos com baixa capacidade produtiva e incapazes de suportar um coberto vegetal que permita a proteção do solo.

A temperatura máxima registada na superfície do solo foi de 670°C e a mínima de 38,9°C, que resultou predominantemente numa baixa severidade do fogo, deixando áreas de vegetação intacta e material à superfície incompletamente carbonizado, o que é muito vantajoso do ponto de vista da recuperação do ecossistema.

A seguir ao fogo, por um período de oito meses, a perda de solo foi de 0,92 Mg/ha e o escoamento superficial de 8,4 mm, valores inferiores aos registados em 2011 quando do primeiro fogo controlado realizado na mesma área, o que realça a progressiva degradação do sistema. Trata-se de solos com elevado teor de elementos grosseiros na superfície e baixa capacidade de recuperação do coberto vegetal. Três meses após o fogo a pedregosidade superficial média era de 28,6 %, e a cobertura vegetal de 13%.

Os tratamentos com aplicação de condicionadores do solo (Tecnosolo, poliacrilamida e composto), oito meses após o fogo, registaram perdas superiores às do solo original, por um lado porque os próprios condicionadores adicionaram ao solo partículas capazes de serem transportadas e por outro o solo original, nesta altura, já disponha de baixa quantidade de material fino capaz de ser transportado, o que mais uma vez coloca em evidência a degradação avançada do ecossistema. No período de aproximadamente um ano, a cobertura vegetal do tratamento Tecnosolo evoluiu de 8,1% para 44,5% e no final do ensaio havia aumentado consideravelmente devido a uma camada de briófitas sobre todo o solo, apresentando uma leve superioridade em relação aos demais condicionadores.

As perdas de C e N estão diretamente relacionadas com a quantidade total de perda de solo e com a sua concentração de N e C. Registou-se uma perda de 319,3 kg/ha de C e 9,3 kg/ha de N. Apesar de serem valores relativamente baixos, podem ser muito expressivos, pois os solos da área de estudo são delgados e com limitações

significativas na sua capacidade de suportar uma cobertura vegetal para a proteção do solo.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Agroconsultores & Coba (1991). Carta dos Solos do Nordeste de Portugal. UTAD, Vila Real. Autoridade Florestal Nacional (2012). Plano Municipal de Defesa da Floresta contra Incêndios (PMDFCI) - Guia Técnico.

Aguiar, C. (2001). Flora e vegetação de Serra de Nogueira e do Parque Natural de Montesinho. Lisboa: Universidade Técnica de Lisboa, Instituto Superior de Agronomia

Albuquerque, A.W. de, Moura Filho, G., Santos, J.R., Costa, J.P.V., Souza, J.L. (2005). Determinação de fatores da equação universal de perda de solo em Sumé, PB. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.153-160.

Allmaras, R.R., Burwell, R.E., Larson, W.E., Holt, R.F. (1966). Total porosity and roughness of the interrow zone as influenced by tillage. Washington, USDA, (Cons. Res. Report, 7) 22p.

Almeida, A. C., Nunes, A., Figueiredo, A. (2009) – Mudanças no uso e cobertura vegetal no Interior Centro e Norte de Portugal. Imprensa da Universidade de Coimbra, 99 p.

Andreola, F., Costa, L.M., Olszewski, N. (2000). Influência da cobertura vegetal de inverno e da adubação orgânica e, ou, mineral sobre as propriedades físicas de uma Terra Roxa Estruturada. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.24, p.857-865.

Araújo, E. A., Ribeiro, G. A. (2005). Impactos do fogo sobre a entomofauna do solo em ecossistemas florestais. Natureza & Desenvolvimento, v. 1, n. 1, p. 75-85.

Arnoldus, H. M. J. (1977). Methodology used to determine the maximum potential average annual soil loss due to sheet and rill erosion in Morocco. In *Assessing Soil Degradation*, FAO Soils Bulletin nº 34, FAO, Rome, Italy, p. 39-48.

Bargali, H., Calderon, L. P. P., Sundriyal, R. C., Bhatt, D. (2022). Impact of forest fire frequency on floristic diversity in the forests of Uttarakhand, western Himalaya. *Trees, Forests and People* 9. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100300>.

Becker, E. L. S.; Buriol, G. A.; Streck, N. A. (2012) Clima e Intemperismo na Formação dos Solos do Rio Grande do Sul, Brasil. Revista Brasileira de Geografia Física. p. 33-46.

Behling, H., Pillar, V. P. (2007). Late quaternary vegetation, biodiversity and fire dynamics on the southern Brazil highland and their implication for conservation and management of modern araucaria forest and grassland ecosystems. *Philosophical Transactions B*, v. 362, n. 1478, p. 243-251.

Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X., Martin, D. (2011). Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma*: v.191, p. 3-13.

Bertol, I., Cogo, N.P., Levien, R. (1989) Cobertura morta e métodos de preparo do solo na erosão hídrica em solo com crosta. *R. Bras. Ci. Solo*, 13:373-379.

Bertol, I., Cogo, N.P., Levien, R. (1997). Erosão hídrica em diferentes preparos do solo após as colheitas de milho e trigo, na presença e ausência dos resíduos culturais. *Revista Brasileira Ciência do Solo*, 21 (3), 409-418.

Bertol, I. Amaral, A.J., Vidal Vázquez, E., Paz González, A., Barbosa, F.T., Brigoni, L.F. (2006) Relações da rugosidade superficial do solo com o volume de chuva e com a estabilidade de agregados em água. *R. Bras. Ci. Solo*, 30:543-553.

Bertoni, J., Lombardi Neto, F. (2014) *Conservação do solo*. 9. ed. São Paulo: Ícone, 355 p.

Bezerra, S.A., Cantalice, J.R.B. (2006). Erosão entre sulcos em diferentes condições de cobertura do solo, sob cultivo da cana-deaçúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.30, p. 565-573.

Bompastor, A., Figueiredo, T., & Fonseca, F. (2009). Matos do Parque Natural de Montesinho, NE de Portugal – produção de serviços ecossistêmicos. *Proceedings 15º Congresso da APDR, Cabo Verde*, p. 339-364.

Brady, N.C., Weil, R.R. (2013). *Elementos da natureza e propriedades dos solos*. Porto Alegre: Bookman.

Bredemeier, C., Mundstock, C. M. (2000). Regulação da absorção e assimilação do nitrogênio nas plantas. *Ciência Rural, Santa Maria*, v. 30, n. 2, p. 365-372.

Bronick, C. J.; Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124(1), 3-22.

Caldeira, B., Oliveira, R.J., Teixidó, T., Borges, J.F., Henriques, R., Carneiro, A. Peña, J.A. (2019). Studying the Construction of Floor Mosaics in the Roman Villa of Pisões (Portugal) Using Noninvasive Methods: High-Resolution 3D GPR and Photogrammetry. *Remote Sens.* 2019, 11, 1882; doi:10.3390/rs11161882.

Callesen, I., Liski, J., Raulund-Rasmussen, K., Olsson, M. T., Tau-Strand, L. Vesterdal, L., Westman, C. J. (2003). Soil carbon stores in Nordic well-drained forest soils – relationships with climate and texture class. *Global Change Biology*, 9: 358-370.

Camia, A. e Amatulli, G. (2009) – “Weather Factors and Fire Danger in the Mediterranean”. In: Chuvieco, E. (ed.) *Earth Observation of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin, pp. 71-82.

Cansler, C. A., Kane, V. R., Bertl-Geller, B. N., Churchill, D. J., Hessburg, P. F., Povak, N. A., Lutz, J. A., Kane, J., Larson, A. J. (2022). Postfire treatments alter forest canopy structure up to three decades after fire. *For. Ecol. Manage.* 505, 119872.

Caputo, H.P. (1998). *Mecânica do solos e suas aplicações*. Fundamentos, 6ª edição, vol.1. p. 14-36.

Carter, M. C., Foster, C. D. (2004). Prescribed burning and productivity in southern pine forests: a review. *Forest Ecology Management, Madison*, v. 191, n. 1-3, p. 93-109.

Carvalho, A., Flannigan, M. D., Logan, K., Miranda, A. I., Borrego, C. (2008) – “Fire activity in Portugal and its relationship to weather and the Canadian Fire Weather Index System”. *International Journal of Wildland Fire*, 17, pp. 328-338.

Cassol, E.A., Lima, V.L. (2003). Erosão em entressulcos sob diferentes tipos de preparo e manejo do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília*, v. 38, n. 1, p. 117-124.

Cassol, E. A., Martins, D., Eltz, F. L. F., Falleiro, R. M. (2004). Erosividade das chuvas em Taquari, RS, determinada pelo índice EI30, no período de 1963 a 1999. In: Reunião brasileira de manejo e conservação do solo e da água; manejo: integrando a ciência do solo na produção de alimentos, 15., Santa Maria. Resumos expandidos. Santa Maria, Universidade Federal de Santa Maria.

Castro, L. G., Cogo, N. P., Volk, L. B. S. (2006). Alterações na rugosidade superficial do solo pelo preparo e pela chuva e sua relação com a erosão hídrica. *R. Bras. Ci. Solo*, 30:339- 352.

Castro, J., Figueiredo, T., Fonseca, F., Castro, J. P., Nobre, S., Pires, L. C. (2010). Montesinho Natural Park: General Description and Natural Values. In *Natural Heritage from East to West*, p.119-131.

Coba, A. e. (1991). Carta dos Solos, Carta do Uso Actual da Terra e Carta da Aptidão da Terra do Nordeste de Portugal. Vila Real: UTAD/PDRITM.

Cogo, N.P., Moldenhauer, W.C., Foster, G.R. (1984). Soil loss reductions from conservation tillage practices. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48:368-373.

Costa, Y. T., Rodrigues, S. C. (2015). Efeito do fogo sobre vegetação e solo a partir de estudo experimental em ambiente de cerrado. *Revista do Departamento de Geografia, Uberlândia*, v. 30, n. 1, p.149-165.

Couto, F. T., Iakunin, M., Salgado, R., Pinto, P., Viegas, T., Pinty, J. P. (2020). Lightning modelling for the research of forest fire ignition in Portugal. *Atmospheric Research* 242 1049932. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2020.104993>.

Cunha, S.B., Guerra, A. J. T. (1996). Degradação Ambiental. 111: Geotllo/fologia e Meio Amhielle. Orgs. A.JT Guerra e S.B. Cunha, Editora Bertrand Brasil, Rio de Janeiro, 337-379.

Dalla Rosa, A. (1981) Práticas mecânicas e culturais na recuperação de características físicas de solos degradados pelo cultivo - solo Santo Ângelo (Latossolo Roxo distrófico). 136p. Dissertação Mestrado - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

Dechen, S.C.F., Telles, T.S., Guimarães, M.F., De Maria, I.C. (2015) Perdas e custos associados à erosão hídrica em função de taxas de cobertura do solo. *Bragantia, Campinas*, v. 74, n. 2, p.224-233, <https://doi.org/10.1590/1678-4499.0363>.

Dick, D. P., Martinazzo, R., Dalmolin, R. S. D., Jacques, A. V. A., Mielniczuk, J., Rosa, A. S. (2008) . Impacto da queima nos atributos químicos do solo, na composição da matéria orgânica e na vegetação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 43, n. 5, p. 633-640. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000500011>.

Efthimiou, N. (2020) Fire severity and soil erosion susceptibility mapping using multi-temporal Earth Observation data: The case of Mati fatal wildfire in Eastern Attica,

Eltz, F.L.F. & Norton, L.D. (1997). Surface roughness changes as affected by rainfall erosivity, tillage, and canopy cover. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 61:1746-1755.

Fernandes, P. M., Loureiro, C., Guiomar N., Pezzatti, G. B, Manso, F., Lopes, L. (2014). A dinâmica e os impulsionadores dos combustíveis e incêndios na floresta pública portuguesa *J. Environ. Gerenciar* , 146 , p. 373 – 382.

Ferreira-Leite, F., Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Nunes, A., Lourenço, L. (2016). Incidence and recurrence of large forest fires in mainland Portuga. *Nat. Hazards* 84 (2), 1035–1053.

Figueiredo, T.F.R. (2001). Pedregosidade e erosão hídrica dos solos em Trás-os-Montes: Contributo para a interpretação de registos em vinhas ao alto na região do Douro. *Dissertação de Doutoramento. UTAD, Vila Real.*

Figueiredo, T., Fonseca, F. & Martins, A. (2012a). Soil loss and runoff in young forest stands as affected by site preparation technique: a study in NE Portugal. *Eur J For Res.* 131, 1747-1760.

Figueiredo, T., Fonseca, F., Queirós, Anabela. (2012b) Degradação física do solo em áreas queimadas de matos no nordeste transmontano. Fórum CIMO - Ciência e Desenvolvimento 2012, Bragança, 20 e 21 de novembro.

Figueiredo, T. de, Hernández, Z., Fonseca, F., Martins, A., Carlos, C. (2015a). *Proteção do Solo em Viticultura de Montanha Manual Técnico para a Região do Douro.* (T. de Figueiredo, Ed.).

Figueiredo, T. D., Fonseca, F., Hernández, Z. (2015b). Uso da terra e riscos de degradação do solo no Nordeste de Portugal: mudanças nas últimas décadas. *Encontro Anual das Ciências do Solo*, 63-69.

Fisher, R. F., Blinkey, D., Pritchett, W. L. (2000): *Ecology and management of forest soils.* John Wiley and Sons, p. 241-260.

Fonseca, F., Figueiredo, T., Nogueira, C., Queirós, A. (2017). Effect of prescribed fire on soil properties and soil erosion in a Mediterranean mountain area. *Geoderma* 307, 172-180.

Fonseca, F., Silva, D., Bueno, P., Hernández, Z., Royer, A.C., & Figueiredo, T. (2022). Temporal dynamics of carbon storage in mountains shrub areas managed by prescribed fire. *Catena* 212, 106107. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106107>.

Gholami, L., Sadeghi, S.H., Homaei, M. (2013). Straw mulching effect on splash erosion, runoff and sediment yield from eroded plots, *Soil Sci. Soc. Am. J.*, v.77, n.1, p. 268-278.

Gomes, R. L. R., Silva, M. C., Costa, F. R., Lima Junior, A. F., Oliveira, I. P., Silva, D. B. (2015). Propriedades físicas e teor de matéria orgânica do solo sob diferentes coberturas vegetais. *Revista Faculdade Montes Belos (FMB)*, v. 8, n° 5, p (72-139), 2014 ISSN 18088597.

Greece. Catena, v.:187 p.:104320 - 104320.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104320>.

Guerra, A.J.T., Silva, A.S., Botelho, R.G.M. (2005). *Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações*. 2. ed. Rio de Janeiro: Oficina de Texto, p. 17–55.

Guerra, A. J. T, Mendonça, J. K. S. (2007). Erosão dos solos e a questão ambiental. In: VITTE, A.C. e GUERRA, A.J.T. (orgs.). *Reflexões sobre a geografia física no Brasil*. Rio de Janeiro, Editora Bertrand Brasil, 2ª edição, p. 225-256.

Heringer, I. Jacques, A. V. A., Bissani, C. A. Tedescos, M. (2002). Características de um Latossolo Vermelho sob pastagem natural sujeita à ação prolongada do fogo e de práticas alternativas de manejo. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 32, n. 2, p. 309-314. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782002000200021>.

Hernández, Z., Figueiredo, D., Royer, A. C., Fonseca, F., Almendros, G., Figueiredo, T. (2022) Qualidade da matéria orgânica e perda de fitotoxicidade em estágios progressivos da compostagem de bagaço de azeitona. *Revista de Ciências Agrárias*, 2022,45(4): 262-266.

Hubbert, K. R., Preisler, H. K., Wohlgemuth, P. M., Graham, R. C., Narog, M. G. (2006). Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma* 130, p. 284–298.

Hubbert, K. R., Preisler, H. K., Wohlgemuth, P. M., Graham, R. C., Narog, M. G. (2006).

Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma*, 130: 284-298.

Hunter, M. E., Robles, M. D. (2020). The effects of prescribed fire on wildfire regimes and impacts: A framework for comparison. *For. Ecol. Manag.* 475, 118435.ICNF, 2018.

ICNF. (2020a). Classificação e Caracterização do Parque Natural de Montesinho. Consultado em 5 nov. 2022. Disponível em <http://www2.icnf.pt/portal/ap/pnat/pnm/geo>.

ICNF. (2020b). Flora do Parque Natural de Montesinho. Consultado em 5 jul 2020. Disponível em <http://www2.icnf.pt/portal/ap/pnat/pnm/flora#:~:text=A%20flora%20e%20vegeta%C3%A7%C3%A3o%20que,diversos%20endemismos%20ib%C3%A9ricos%20ou%20lusit>

%C3%A2nicos.&text=Esp%C3%A9cies%20raras%20ou%20pouco%20comuns,glabra%2C%20a%20Corydalis%20cava%20ssp.

ICNF. (2020c). Geologia, Hidrologia e Clima do Parque Natural de Montesinho. Consultado em 8 nov. 2022. Disponível em <http://www2.icnf.pt/portal/ap/p-nat/pnm/geo>.

Imeson, A. C., Verstrate, J. M., van Mulligen, E. J, Sevink, J. (1992). The effects of fire and water repellence on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19, p. 345 – 361.

IPB/ICN (2007). Plano de Ordenamento do Parque Natural de Montesinho – Caracterização. Bragança.

IPMA. (2022). Instituto Português do Mar e da Atmosfera (IPMA) disponível em: <https://www.ipma.pt/pt/oclima/monitoriza.dia/> acesso em: 29 de novembro de 2022.

Jenny, H. (1941). *Factors of soil formation*. New York: McGraw-Hill. 281 p.

Johnson, D. W., Curtis, P. S. (2001). Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140: 227-238.

JRC. (2005) – Forest Fires in Europe 2004. Joint Research Center S.P.1.05.147 EN, European Communities.

Kamphorst, E.C., Jetten, V., Guérif, J., Pitkanen, J., Iversen, N.V., Douglas J.T., Gonzáles, A.P. (2000) Predicting depression storage from soil surface roughness. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64:1749-1758.

Kinnell, P.L.A. (2010) Event soil loss, runoff and the universal soil loss equation family of models: A review. *Journal of Hydrology*, v.385, p.384-397.

Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability* 7 (5), 5875–5895.

Lima, V. C., Lima, M. R. (2001). Formação do solo. Disponível em: http://www.mrlima.agrarias.ufpr.br/SEB/arquivos/formacao_solo.pdf. Acesso em: 8 abr. 2022.

Lepsch, I. (2010). *Formação e conservação dos solos*. 2. Ed – São Paulo: Oficina de Textos.

Levy, G. J. (1992) - Polymer's effects on infiltration and soil erosion during consecutive simulated sprinkler irrigations. *Soil Science Society of America Journal - Madison*, v. 56, 266–271.

Leys, A., Govers, G., Gillijns, K., Berckmoes, E., Takken, I. (2010). Scale effects on runoff and erosion losses from arable land under conservation and conventional tillage: The role of residue cover. *J. Hydrol.* 390 (3-4), 143–154. doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.034.

Lorenzon, A.S., Dias, H.C.T., & Tonello, K.C. (2015). Escoamento superficial da água da chuva em um fragmento florestal de mata atlântica, Viçosa-MG. *Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável* 5 (1), 50-58.

Macías-García, F., Nieto, C., Otero, X. L., Verde, J. R., Arbestain, M. C., Vázquez, F. M. (2015). Recuperación de aguas, suelos y ecosistemas con nuevas tecnologías: tecnosoles biocarbones y humedales reactivos. *Seminário Solos contaminados – Tecnologias e Soluções de Remediação*.

Magunda, M. K., Larson, W. E., Linden, D. R., Nater, E. A. (1997) Changes in microrelief and their effects on infiltration and erosion during simulated rainfall. *Soil Technol.*, 10:57- 67.

Meirelles, M. L. (1990). Efeito do fogo sobre a umidade do solo em área de campo sujo de cerrado. *Ciência e Cultura*, São Paulo, v. 42, n. 7, p. 359-360.

Mello, E.L., Bertol, I., Zapparoli, V., Carrafa, M.R. (2003). Perdas de solo e água em diferentes sistemas de manejo de um Nitossolo Háplico submetido à chuva simulada. *R. Bras. Ci. Solo*, 27:901-909.

Mermoz, M., Kitzberger, T., Veblen, T. T. (2005) – “Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands”. *Ecology*, 86, pp. 2705-2715.

Mifflin, B.J., Lea, P.J. (1976) The pathway of nitrogen assimilation in plants. *Phytochemistry*, New York, v.15, p.873-885.

Minella, J.P.G., Merten, G.H., Reichert, J.M., Santos, D.R. dos. (2007). Identificação e implicações para a conservação do solo das fontes de sedimentos em bacias hidrográficas. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.31, p.1637-1646.

Minella, J.P.G., Walling, D.E., Merten, G.H. (2008). Combining sediment source tracing techniques with traditional monitoring to assess the impact of improved land management on catchment sediment yields. *Journal of Hydrology*, v.348, p.546-563.

Morais, R.C.S., Sales, M.C.L. (2017) Estimativa do Potencial Natural de Erosão dos Solos da Bacia Hidrográfica do Alto Gurguéia, Piauí-Brasil, com uso de Sistema de Informação Geográfica. *Caderno de Geografia*, v.27, Número Especial 1, Doi 10.5752/p.2318-2962.2017v27 nesp1p84.

Morgan, R. P. C. (2005) - *Soil erosion and conservation*. (Blackwell Publishing, Ed.) (3 ed.). Australia.

Morgan, R.P.C., Nearing, M.A. (2011). *Handbook of erosion modeling*. West Sussex: Wiley-Blackwell.

Mourão, P. R., Martinho, V. D. (2016) Discussing structural breaks in the Portuguese regulation on forest fires—An economic approach *Land Use Policy* 54. 460–478 <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.003>.

Munetiko, Y. (2022). Avaliação da eficiência de condicionadores do solo à base do bagaço de azeitona na redução da erosão hídrica. Mestrado em Tecnologia ambiental, Instituto Politécnico de Bragança, 70 p.

Nave, L. E., Vance, E. D., Swanston, C. W., Curtis, P. S. (2011). Fire effects on temperate forest soil C and N storage. *Ecol. Appl.* 21 (4), 1189–1201.

Neary, D. G., Ryan, K. C., DeBano, L.F. (2005). Wildland fire in ecosystems: effects on soil and water. USDA Forest Service General Technical Report RMRS-GTR-42, vol. 4.

Netto, A.L.C., (1995). Hidrologia de Encosta na Interface com a Geomorfologia. Geomorfologia: Uma Atualização de Bases e Conceitos. Editora Bertrand Brasil S.A. Rio de Janeiro.

Nigh, R.; Diemont, S. (2013) The Mya milpa: fire and the legacy of living soil. *The Ecological Society of America Journal*, online special issue, p. 45-54. <https://doi.org/10.1890/120344>.

Nunes, A., Lourenço, L., Bento-Gonçalves, A., Vieira, A. (2013) Três décadas de incêndios florestais em Portugal: incidência regional e principais fatores responsáveis. *Cadernos de Geografia n° 32 - Coimbra, FLUC - pp. 133-143*.

Oliver, M.A. (1997). Soil and human health: A Review. *Eur. J. Soil Sci.* 48, 573-592.

Pereira, P., Bogunovic, I., Zhao, W., Barcelo, D. (2021). Short-term effect of wildfires and prescribed fires on ecosystem services. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health* 22, 100266. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2021.100266>.

Persons, A., Robichaud, P.R., Lewis, S.A., Napper, C., Clark, J.T. (2010). Field guide for mapping post-fire soil burn severity. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-243. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 49 pp.

Piovesan, E. L. (2021). Efeitos de curta duração do fogo controlado em propriedades e processos físicos do solo: um exemplo em áreas de matos do Parque Natural de Montesinho. Mestrado em Tecnologia ambiental, Instituto Politécnico de Bragança, 88 p.

Policelli, N. Picca, P., Gómez Villafañe, I. E. (2019). Is prescribed fire a suitable management tool to reduce shrub encroachment in palm savannas? *Restor Ecol* 27 (1), 109–119.

Prosdocimi, M., Tarolli, P., Cerda, A. (2016). Mulching practices for reducing soil water erosion: A review. *Earth-Sci. Rev.* 161, 191–203. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.08.006>.

- Pruski, F.F., & Silva, D.D. (1997). Escoamento superficial. Viçosa, MG: DEA/ UFV, 33 p.
- Redin, M., Santos, G. F., Miguel, P., Denega, G. L., Lupatini, M., Donela, A., Souza, E. L. (2011). Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. *Ci. Fl.* 21, 381–392.
- Reinert, D.J. & Reichert, J.M. (2006). Propriedades físicas do solo. Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Rurais, p.18.
- Rheinheimer, D. S., Santos, J. C. P., Fernandes, V. B. B., Mafra, A. L. Almeida, J. A. (2003). Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 49-55. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782003000100008>.
- Rosa, R.S., Messias, R.A., Ambrozine, B., Rezende, M.O.O. (2003). Importância da compreensão dos ciclos biogeoquímicos para o desenvolvimento sustentável. Instituto de química de São Carlos- USP, p.52.
- Rothermel, R. (1983) – How to Predict the Spread and Intensity of Forest and Range Fires USDA. Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-143, Ogden, UT.
- Ryan, K. C., Knapp, E. E., and Varner, J. M. (2013). Prescribed fire in North American forests and woodlands: history, current practice, and challenges. *Front. Ecol. Environ.* 11:e15–e24. Doi: 10.1890/120329.
- Sadeghi, L. G. S. H., Homae, M. (2013). Straw mulching effect on splash erosion, runoff and sediment yield from eroded plots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77 (1), 268–278. doi.org/10.2136/sssaj2012.0271.
- Salomão, F.X.T. (2005) Controle e prevenção de processos erosivos. In: Guerra, A.J.T., Silva, A.S., Botelho, R.G.M. (Org.). *Erosão e conservação dos solos: conceitos, temas e aplicações*. 2. ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, p. 229–267.
- Santín, C., Doerr, S.H., (2016). Fire effects on soils: the human dimension. *Philos. Trans. R.Soc. B* 371 (1696), 20150171. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0171>.
- Sati, V. P., Bandooni, S. K. (2018). Forests of Uttarakhand: diversity, distribution, use pattern and conservation. *Environ. Bull. Himal. Ecol.* 21–27.
- Schaetzl, R. J. & Thompson, M. L., (2015). *Soils: Genesis and Geomorphology*. 2nd ed. Cambridge University Press, p. 8-24.
- Shamp, N., Huylebroeck, J. & Sadones, M. (1975). - Adhesion and adsorption phenomena in soil conditioning. In: MODLDENHAUER, W.C. (Ed.). *Soil Conditioners*. Madison: Soil Science Society of America. Chap. 2, p. 13- 24.
- Silva, A. I. F. S. (2016). Aplicação de Pântanos Artificiais e Tecnosolos no Tratamento de Águas Residuais Provenientes de Uma Indústria Vinícola. Mestrado em Ciências e

Tecnologia do Ambiente Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território.

Singh, R.D., Gumber, S., Tewari, P., Singh, S.P. (2016). Nature of forest fires in Uttarakhand: frequency, size and seasonal patterns in relation to pre-monsoonal environment. *Curr. Sci.* 111 (2), 398–403. <https://doi.org/10.18520/cs/v111/i2/395-398>.

Sojka, R. E., Bjerneberg, D. L., Entry, J. A., Lentz, R. D., Orts, W. J. (2007) - Polyacrylamide in agriculture and environmental land management. *Advances in Agronomy*, 92, 75–162.

Spera, S. T., Reatto, A., Correia, J. R., Silva, J. C. S. (2000). Características físicas de um Latossolo Vermelho-escuro no cerrado de Planaltina, DF, submetido à ação do Fogo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, Brasília, v. 35, n. 9, p. 1817-1824. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2000000900014>.

Stefanoski, D.C., Santos, G.G., Marchão, R.L., Petter, F.A., Pacheco, L.P. (2013). Uso e manejo do solo e seus impactos sobre a qualidade física. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.17, n.12, p.1301–1309.

Stephens, S. L., Battaglia, M. A., Churchill, D. J., Collins, B. M., Coppoletta, M., Hoffman, C. M., et al. (2021). Forest restoration and fuels reduction: convergent or divergent? *BioScience* 71, 85–101. Doi: 10.1093/biosci/biaa134.

Teixeira, P.C., Misra, R.K. (1997) Erosion and sediment characteristics of cultivated forest soils as affected by the mechanical stability of aggregates. *Catena*. v.30, p. 199-134.

Teixeira, W. et al. (2003). *Decifrando a Terra*. São Paulo: Oficina de textos. 558 p.

Thompson, I.D., Guariguata, M.R., Okabe, K., Bahamondez, C., Nasi, R., Heymell, V., Sabogal, C. (2013). An Operational framework for defining and monitoring forest degradation. *Ecol. Soc.* 18 (2), 20. <https://doi.org/10.5751/ES-05443-180220>.

Trigo, R. M., Sousa, P. M., Pereira, M. G., Rasilla, D., Gouveia, C. M. (2016). Modelling wildfire activity in Iberia with different atmospheric circulation weather types. *Int. J. Climatol.* 36, 2761–2778. <https://doi.org/10.1002/joc.3749>.

Utset, A., Cid, G. (2001). Soil penetrometer resistance spatial variability in a ferralsol at several soil moisture conditions. *Soil Tillage Research*, Oxford, v. 61, n. 3-4, p. 193-202.

Varenes, A.D. (2003). *Produtividade dos Solos e Ambiente*. Editora Escolar, Lisboa. Cap.2, p. 19-64.

Vidal-Torrado, P., de Castro, S.S. (2005). Conceitos e aplicações das relações pedologeomorfologia em regiões tropicais úmidas, p. 48.

Vidal Vázquez, E., Bertol, I., Siqueira, G.M., Pazferreiro, J. Dafonte, J.D. (2010). Evolution of the soil surface roughness using geostatistical analysis. *Bragantia*, 69:141-152.

Wang, X., Zhao, X., Zhang, Z., Yi, L., Zuo, L., Wen, Q., Liu, F., Xu, J., Hu, S., & Liu, B. (2016). Assessment of soil erosion change and its relationships with land use/cover change in China from the end of the 1980s to 2010. *Catena* 137, 256-268.

Zoldan Jr. W.A. (2006) *Rugosidade superficial do solo ocasionada por uma operação de escarificação aplicada após cinco anos e meio de uso de sistemas de manejo do solo, e suas relações com a erosividade da chuva e erosão hídrica em um Nitossolo Háplico*. Lages, Universidade do Estado de Santa Catarina, 100 p.

Zoldan J.R., Bertol, W.A. Pegoraro, I. R., Fabian, E.L., Zavaschi, E., Vidal Vázquez, E. (2008) *Rugosidade superficial do solo formada por escarificação e influenciada pela erosividade da chuva*. *R. Bras. Ci. Solo*, 32:353-362.