

Efeitos de Incêndios Rurais nas Propriedades Químicas de Solos do Parque Natural do Alvão, Norte de Portugal

Maria Fernanda Meneguzzo

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de
Bragança para obtenção do Grau de Mestre em Mestrado em
Agroecologia no âmbito da dupla diplomação com a
Universidade Tecnológica Federal do Paraná- Campus Pato
Branco*

Orientada por

Professora Doutora Felícia Maria da Silva Fonseca
Professor Doutor Carlos Francisco Gonçalves Aguiar
Professor Doutor André Brugnara Soares

**Bragança
2026**

**Efeitos de Incêndios Rurais nas Propriedades
Químicas de Solos do Parque Natural do Alvão, Norte
de Portugal**

Maria Fernanda Meneguzzo

Professora Doutora Felícia Maria da Silva Fonseca
Professor Doutor Carlos Francisco Gonçalves Aguiar
Professor Doutor André Brugnara Soares

Bragança, junho de 2026

Resumo

Os incêndios rurais, definidos como qualquer fogo não planejado que ocorre em espaços rurais, incluindo áreas florestais, agrícolas, agroflorestais e matos, provocam perturbações frequentes nas regiões mediterrâneas, impactando consideravelmente as propriedades químicas dos solos de montanha. Este estudo avaliou o efeito do fogo sobre atributos químicos do solo no Parque Natural do Alvão (PNAL), Norte de Portugal, comparando diferentes condições de cobertura vegetal e perturbação (tratamentos): (1) pastagem herbácea de montanha (PM), (2) urzal/tojal (UT), (3) urzal (U) e (4) áreas afetadas por incêndios severos (IS), em três profundidades de amostragem (0–5 cm, 5–10 cm e 10–20 cm). As análises de laboratório incluíram matéria orgânica, pH em H₂O, fósforo e potássio extraíveis, bases de troca, capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe), acidez de troca, alumínio de troca, boro e manganês. Os resultados mostram que o tratamento UT apresenta os maiores teores de matéria orgânica, CTCe, potássio, cálcio e manganês, sobretudo na camada superficial (0–5 cm). O aumento destes atributos poderá estar associado à acumulação de cinzas e à maior disponibilidade de nutrientes após o fogo. Os valores de pH do solo variaram de ácido a subácido em todos os tratamentos, sem apresentar diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos nas camadas mais profundas. O fósforo extraível foi mais elevado no tratamento PM, o que pode refletir diferenças na dinâmica da matéria orgânica e dos nutrientes entre as coberturas vegetais. Em todas as profundidades, a acidez e o alumínio trocáveis permaneceram elevados, o que indica que as condições de fitotoxicidade potencial persistiram após o incêndio. Na camada de 10–20 cm, a menor influência do calor direto das chamas resultou em alterações químicas menos expressivas. As mudanças observadas parecem estar principalmente relacionadas com processos de redistribuição de nutrientes e com modificações na dinâmica do carbono orgânico do solo induzidas pelo fogo. Os resultados demonstram a importância da adoção de estratégias de gestão pós-fogo adaptadas às condições locais, incluindo a utilização do fogo prescrito como ferramenta potencial de gestão da vegetação e medidas de correção da acidez do solo, de modo a favorecer a recuperação da fertilidade química e a regeneração da vegetação.

Palavras-chave: Incêndios rurais; Qualidade do solo; Propriedades químicas; Fogo; Solos de montanha.

Abstract

Rural fires, defined as any unplanned fire occurring in rural areas, including forest, agricultural, agroforestry, and scrubland areas, are a frequent source of disturbance in Mediterranean regions, with considerable impacts on the chemical properties of mountain soils. This study assessed the effect of fire on soil chemical attributes in the Alvão Natural Park (PNAL), Northern Portugal, comparing different vegetation cover and disturbance conditions (treatments): (1) mountain herbaceous pasture (PH), (2) heath/gorse shrubland (UT), (3) heathland (U), and (4) areas affected by severe fires (IS), at three sampling depths (0–5 cm, 5–10 cm, and 10–20 cm). Laboratory analyses included organic matter, pH (H₂O and KCl), available phosphorus and potassium, exchangeable bases, effective cation exchange capacity (CEC), exchangeable acidity, exchangeable aluminum, boron, and manganese. The results show that the UT treatment presented the highest contents of organic matter, CEC, potassium, calcium, and manganese, particularly in the surface layer (0–5 cm). The increase in these attributes may be associated with ash accumulation and greater nutrient availability after fire. Soil pH values ranged from acidic to slightly acidic across all treatments, with no statistically significant differences among treatments in the deeper layers. Available phosphorus was highest in the PH treatment, which may reflect differences in organic matter and nutrient dynamics between the vegetation covers. At all depths, exchangeable acidity and aluminum remained high, indicating that conditions of potential phytotoxicity persisted after fire. In the 10–20 cm layer, the weaker influence of direct flame heat led to less pronounced chemical changes. The observed changes appear to be mainly related to nutrient redistribution processes and to fire-induced modifications in soil organic carbon dynamics. The results demonstrate the importance of adopting post-fire management strategies adapted to local conditions, including the use of prescribed fire as a potential vegetation management tool and soil acidity correction measures, in order to promote the recovery of chemical fertility and vegetation regeneration.

Keywords: Rural fires; Soil quality; Chemical properties; Fire; Mountain soils.

AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a Deus por ter me guiado pelo caminho certo e por hoje poder colher bons frutos, frutos de dedicação e foco. Agradeço, pois nos momentos em que pensei que não conseguiria, ele foi a minha fortaleza.

Agradeço aos meus pais, pois entraram junto comigo nesse sonho, sempre me ajudando, me ensinando a ser forte e me preparando para o mundo que está por vir. Agradeço à minha irmã, pois, durante esses quatro anos, foi a minha melhor amiga, conselheira, psicóloga e, junto com meus pais e meu irmão, foi minha fortaleza.

Agradeço aos meus amigos Guilherme e Luíza, com quem compartilhei as experiências de um mestrado em outro continente e que foram meu principal suporte durante esse período, especialmente pela distância da família.

Dedico um agradecimento especial ao meu namorado, que soube ser refúgio e ponto de equilíbrio nos dias mais intensos desta jornada. Sua capacidade de me ouvir e me apoiar na reta final foi o combustível que eu precisava para concluir esta etapa.

Agradeço aos Mestres por dividirem comigo seu conhecimento, sempre ajudando, ensinando e direcionando; sem eles não haveria novos profissionais. Ser professor é uma das profissões mais importantes, pois está construindo os profissionais do futuro.

Agradeço à Coordenadora do curso, Prof^a Doutora Adriana Paula D'Agostini Contreiras Rodrigues, e à Prof^a Doutora Nilvania Aparecida de Mello, pelo apoio, orientação e incentivo fundamentais para a concretização deste sonho. Sem a contribuição de ambas, tenho plena convicção de que nada disso teria sido possível.

Agradeço ao Prof. Doutor André Brugnara Soares por aceitar atuar como meu Coorientador, representando a instituição que tão bem me acolheu ao longo dos meus anos de graduação. Reconheço, ainda, o seu papel fundamental para que este sonho se tornasse realidade.

Um agradecimento mais que especial vai para os meus orientadores, Prof.^a Doutora Felícia Fonseca e Prof. Carlos Aguiar, e para a Técnica responsável pelas análises químicas, pois, sem eles, nada disso seria possível, desde os primeiros momentos, me ajudando, dando o seu máximo e exigindo o meu melhor.

Agradeço a todas as pessoas que de alguma forma me ajudaram e estiveram comigo nessa jornada, que me fizeram crescer e me tornaram uma pessoa melhor. Aos meus amigos em especial aqueles que em momentos tensos os transformavam em momentos mais leves, meus sinceros agradecimentos. Obrigada!

Sumário

Índice de Tabelas	viii
Índice de Figuras	ix
1. INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Objetivo Geral	3
1.2 Objetivos Específicos	3
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	4
2.1 Qualidade e Degradação do Solo.....	4
2.2 Fogo.....	5
2.3 Fogo Prescrito.....	6
2.4 Efeitos do Fogo nas Propriedades Químicas do Solo.....	7
2.5 Matéria Orgânica	8
2.6 pH do Solo.....	8
2.7 Fósforo Extraível.....	9
2.8 Potássio Extraível	9
2.9 Capacidade de troca catiónica	10
2.10 Alumínio.....	10
2.11 Manganês.....	11
3. MATERIAL E MÉTODOS.....	12
3.1 Área de Estudo	12
3.2 Delineamento Experimental e Colheita de Amostras.....	14
3.3 Processamento das Amostras.....	15
3.4 Análises Laboratoriais	16
3.4.1 Matéria Orgânica	16
3.4.2 pH em H ₂ O	17
3.4.3 Fósforo e Potássio Extraíveis	17
3.4.4 Bases de Troca.....	18
3.4.5 Acidez de Troca e Alumínio de Troca.....	18
3.4.6 Capacidade de Troca Catiônica Efetiva.....	19
3.4.7 Boro	19
3.4.8 Manganês.....	19
3.4.9 Tratamento e Análise dos Dados	19
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	21
4.1 Matéria Orgânica	21
4.2 pH em H ₂ O	22
4.3 Fósforo e Potássio Extraíveis	24
4.4 Acidez de Troca e Alumínio de Troca.....	27

4.5	Bases de troca soma de bases e CTC efetiva.....	28
4.6	Micronutrientes: boro e manganês	30
4.7	Síntese dos efeitos do fogo ao longo do perfil do solo.....	33
4.7.1	Camada de 0–5 cm	33
4.7.2	Camada de 5–10 cm	33
4.7.3	Camada de 10–20 cm	34
5.	CONCLUSÕES.....	36
6.	REFERÊNCIAS	39

Índice de Tabelas

Tabela 1 - Classes interpretativas dos teores de matéria orgânica do solo (Costa, 2018).	16
Tabela 2 - Classes de reação do solo em função do pH (Costa, 2018).	17
Tabela 3 - Classes interpretativas dos teores de fósforo e potássio extraíveis do solo (Santos, 2015).	17
Tabela 4 - Acidez de troca (AT) e alumínio de troca (Al^{3+}), em $cmolc\ kg^{-1}$ (média $\pm$ desvio padrão), por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm).	27
Tabela 5 - Bases de troca (Ca, Mg, K, Na), soma de bases de troca (BT) e CTC efetiva (CTCe), em $cmolc\ kg^{-1}$ (média $\pm$ desvio padrão), por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).	29

Índice de Figuras

Figura 1 - Localização da área de estudo (Ferron, 2023).	13
Figura 2 - Diagrama ombrotérmico construído com base na Normal Climatológica de Vila Real (1991-2020) (IPMA, 2024).	13
Figura 3 - Localização das parcelas de amostragem na área do Parque Natural do Alvão.	15
Figura 4 - Teor de matéria orgânica do solo (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).	22
Figura 5 - pH em H ₂ O do solo (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).	23
Figura 6 - Fósforo extraível (P ₂ O ₅ , mg kg ⁻¹) (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).	24
Figura 7 - Potássio extraível (K ₂ O, mg kg ⁻¹) (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (5–10, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).	26
Figura 8 - Teor de boro (B, mg kg ⁻¹) (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm).	31
Figura 9 - Teor de manganês (Mn, mg kg ⁻¹) (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (5–10, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).	32

1. INTRODUÇÃO

O solo constitui um recurso natural fundamental para o funcionamento dos ecossistemas terrestres e para a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, florestais e agroflorestais. Além de suportar o crescimento das plantas, desempenha funções essenciais na ciclagem de nutrientes, armazenamento de carbono, regulação do ciclo hidrológico e manutenção da biodiversidade. A qualidade do solo influencia diretamente a produtividade dos ecossistemas e a segurança alimentar, sendo reconhecida como um dos pilares da sustentabilidade ambiental. No entanto, diversos fatores de degradação, incluindo erosão, perda de matéria orgânica, alterações climáticas e incêndios rurais, comprometem a sua capacidade funcional e produtiva (Pennock et al., 2015).

Nas regiões mediterrânicas, os incêndios rurais constituem uma das principais perturbações ambientais, afetando extensas áreas agrícolas, florestais e agroflorestais todos os anos. Para além dos impactos na cobertura vegetal, o fogo provoca alterações significativas nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, influenciando a disponibilidade de nutrientes, a fertilidade e os processos de recuperação dos ecossistemas. A compreensão destas alterações é fundamental para o desenvolvimento de estratégias de gestão pós-fogo que promovam a conservação do solo e a regeneração da vegetação.

Portugal apresenta uma das maiores áreas ardidas da Europa Mediterrânica, sendo os incêndios rurais um dos principais fatores de degradação dos ecossistemas terrestres (Pereira et al., 2014; San-Miguel-Ayanz et al., 2023). A recorrência de incêndios de elevada severidade tem suscitado crescente preocupação devido aos seus efeitos sobre a fertilidade do solo, ao aumento dos processos erosivos, à degradação da qualidade da água e à redução da capacidade de regeneração da vegetação (Neary et al., 1999; Certini, 2005; Shakesby, 2011). Em regiões montanhosas do Norte de Portugal, estes impactos podem ser particularmente relevantes devido à combinação de declives acentuados, solos pouco profundos e elevada vulnerabilidade à erosão pós-fogo (Mateus & Fernandes, 2014; Fonseca et al., 2017).

As propriedades do solo podem sofrer alterações induzidas pelo fogo em diferentes escalas temporais, abrangendo efeitos de curto, médio e longo prazo, e algumas dessas modificações podem adquirir caráter permanente. Entre as propriedades físicas, destacam-se as alterações na estrutura e agregação do solo, redução da estabilidade dos

agregados, aumento da hidrofobicidade e diminuição da capacidade de infiltração de água, fatores que potenciam processos erosivos. Quanto às propriedades químicas, o fogo pode provocar perdas significativas de matéria orgânica, alterações no pH, volatilização de nutrientes essenciais, como azoto e enxofre, bem como modificações na disponibilidade de fósforo, cálcio, magnésio e potássio. Já nas propriedades biológicas, observa-se frequentemente uma redução da biomassa e da diversidade microbiana, bem como alterações na atividade enzimática do solo, o que compromete os ciclos biogeoquímicos (Neary et al., 1999). Conjuntamente, estas alterações edáficas podem desencadear impactos em todo o ecossistema, afetando a sua funcionalidade e estabilidade, com consequências diretas na capacidade de regeneração da vegetação e na sustentabilidade dos sistemas produtivos (Certini, 2005).

O fogo exerce múltiplos efeitos negativos sobre o solo, destacando-se a combustão da matéria orgânica e a perda de organismos vivos responsáveis pela manutenção da biodiversidade e do funcionamento do ecossistema solo. Diversos estudos demonstram que os efeitos do fogo sobre as propriedades químicas do solo variam em função da severidade e do tempo decorrido após a perturbação. Embora alguns nutrientes possam apresentar aumentos temporários devido à deposição de cinzas, a recuperação das condições edáficas originais pode levar vários anos, dependendo das características do ecossistema e das condições ambientais locais (Neary et al., 1999; Certini, 2005; Fonseca et al., 2017; Agbeshie et al., 2022; Fonseca et al., 2022).

Entre os atributos químicos do solo mais afetados pelo fogo destacam-se a matéria orgânica, o pH e a disponibilidade de nutrientes. A combustão da biomassa conduz à mineralização rápida de compostos orgânicos e à deposição de cinzas ricas em catiões básicos, como cálcio, magnésio e potássio. Como consequência, é frequente ocorrer um aumento temporário do pH e da disponibilidade de alguns nutrientes nas camadas superficiais do solo. Contudo, estes efeitos tendem a diminuir ao longo do tempo devido à lixiviação, erosão e recuperação da vegetação, podendo ocorrer perdas significativas de nutrientes em ecossistemas sujeitos a incêndios recorrentes (Neary et al., 1999; Certini, 2005; Pereira et al., 2014).

Em solos ácidos, característicos de muitas regiões montanhosas do Norte de Portugal, as alterações induzidas pelo fogo podem influenciar significativamente a dinâmica do alumínio e de micronutrientes como o manganês. Pequenas variações do pH

podem modificar a solubilidade destes elementos, afetando simultaneamente a disponibilidade de nutrientes e o potencial de toxicidade para as plantas. A avaliação conjunta da matéria orgânica, da acidez do solo, da capacidade de troca catiónica e dos nutrientes disponíveis constitui, por isso, uma abordagem importante para compreender os processos de degradação e recuperação da fertilidade dos solos após a ocorrência de incêndios (Sade et al., 2016; Silva & Berti, 2022; Agbeshie et al., 2022).

Diante deste contexto, o presente estudo teve como objetivo avaliar os efeitos do fogo em propriedades químicas do solo em áreas do Parque Natural do Alvão sujeitas a diferentes condições de cobertura vegetal e histórico de incêndio. Procurou-se identificar os atributos químicos mais sensíveis à ocorrência de fogo e compreender como as alterações observadas podem influenciar a fertilidade do solo e os processos de recuperação pós-incêndio.

1.1 Objetivo Geral

Avaliar o efeito do fogo nas propriedades químicas do solo em áreas do Parque Natural do Alvão com diferentes coberturas vegetais e condições de perturbação.

1.2 Objetivos Específicos

- Avaliar as alterações pós-fogo no pH, na acidez de troca e no alumínio de troca em diferentes profundidades do solo.
- Quantificar as alterações pós-fogo dos teores de matéria orgânica, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, boro e manganês.
- Avaliar o efeito do fogo na capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe).
- Comparar a resposta ao fogo dos atributos químicos entre diferentes tipos de cobertura vegetal e condições de perturbação.
- Identificar os atributos químicos mais sensíveis à ocorrência do fogo.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Qualidade e Degradação do Solo

A qualidade do solo constitui um conceito central na avaliação da sustentabilidade dos ecossistemas terrestres e dos sistemas produtivos. De acordo com Doran e Parkin (1994), a qualidade do solo pode ser definida como a capacidade de desempenhar funções ecológicas e produtivas, sustentando a produtividade, regulando os fluxos de água e nutrientes e contribuindo para a manutenção da qualidade ambiental. A avaliação da qualidade do solo baseia-se frequentemente em indicadores físicos, químicos e biológicos, cuja resposta às perturbações ambientais permite compreender o grau de degradação ou de recuperação dos ecossistemas (Karlen et al., 1997).

A degradação do solo corresponde à perda parcial ou total da sua capacidade funcional, resultando na diminuição da produtividade e da qualidade ambiental. Este processo pode ocorrer por causas naturais ou por ação humana, estando frequentemente associado a fenómenos como erosão, compactação, perda de matéria orgânica, acidificação, desequilíbrios nutricionais e redução da atividade biológica. Em regiões mediterrânicas, estes processos são frequentemente agravados pelas condições climáticas, caracterizadas por precipitação irregular e períodos prolongados de seca (Fonseca et al., Agbeshie et al., 2022).

Entre os fatores de degradação dos solos mediterrânicos, os incêndios rurais assumem particular relevância devido à sua elevada frequência e extensão. A remoção da cobertura vegetal, combustão da matéria orgânica e alterações nos ciclos biogeoquímicos podem comprometer a fertilidade do solo e reduzir a capacidade de recuperação dos ecossistemas. Dependendo da severidade do fogo, podem ocorrer alterações significativas nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo, afetando a disponibilidade de nutrientes, a estrutura do solo e a atividade microbiana (Neary et al., 1999; Certini, 2005).

Os indicadores químicos do solo constituem ferramentas importantes para avaliar alterações induzidas pelo fogo. Entre os mais utilizados, destacam-se a matéria orgânica, o pH, a capacidade de troca catiónica, os nutrientes disponíveis e os elementos potencialmente tóxicos, como o alumínio e o manganês. Estes parâmetros fornecem informações relevantes sobre a fertilidade do solo, disponibilidade de nutrientes para as plantas e processos de degradação ou de recuperação dos ecossistemas afetados por

incêndios. A sua avaliação permite compreender a magnitude das alterações provocadas pelo fogo e apoiar a definição de estratégias adequadas de gestão e de recuperação pós-incêndio.

2.2 Fogo

O fogo constitui um processo ecológico natural em muitos ecossistemas terrestres, desempenhando um papel importante na dinâmica da vegetação, na renovação dos habitats e na ciclagem de nutrientes. No entanto, alterações climáticas, mudanças no uso da terra e o abandono de práticas tradicionais de gestão têm contribuído para o aumento da frequência, extensão e severidade dos incêndios em diversas regiões do mundo, particularmente na bacia mediterrânica (Pausas & Keeley, 2017). Em Portugal, os incêndios rurais constituem uma das principais perturbações ambientais, afetando anualmente extensas áreas do território e provocando impactos ecológicos, económicos e sociais significativos (San-Miguel-Ayanz et al., 2023).

Os efeitos do fogo no solo dependem de diversos fatores, nomeadamente da intensidade e severidade do incêndio, da duração da combustão, da quantidade de material combustível disponível, das condições meteorológicas e das características intrínsecas do solo (Neary et al., 1999; Certini, 2005). A severidade do fogo refere-se ao grau de alteração provocado nos componentes do ecossistema, sendo um dos principais fatores responsáveis pela magnitude das modificações observadas nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Estes efeitos manifestam-se principalmente nas camadas superficiais do solo, onde as temperaturas atingem valores mais elevados. Em profundidade, o impacto térmico tende a ser menor devido à capacidade isolante do próprio solo, pelo que as alterações observadas resultam frequentemente de processos indiretos, como a redistribuição de nutrientes e as modificações na dinâmica da matéria orgânica (Neary et al., 1999; Certini, 2005; Fonseca et al., 2017).

O aquecimento excessivo do solo pode provocar prejuízos biológicos e químicos, incluindo a mortalidade ou esterilização parcial de organismos sensíveis ao calor, bem como mudanças na composição e na dinâmica das comunidades microbianas remanescentes. As alterações térmicas induzidas pelo fogo também influenciam o regime hídrico do solo, podendo afetar os processos de absorção de água e de nutrientes pelas plantas (Santos et al., 2021). Embora o fogo desempenhe um papel ecológico relevante

em muitos ecossistemas, os seus efeitos sobre a vegetação dependem da frequência e severidade do mesmo, podendo alterar a composição e a diversidade florística quando ocorre de forma recorrente ou inadequadamente gerido (Casali, 2023). Estudos realizados demonstram igualmente que o fogo pode influenciar a estrutura da vegetação e a disponibilidade de habitats para diferentes grupos de organismos, reforçando a complexidade dos seus efeitos ecológicos (Furquim & Furquim, 2024).

A compreensão dos diferentes regimes de fogo e dos fatores que condicionam a sua severidade é fundamental para apoiar estratégias de gestão e conservação dos ecossistemas mediterrânicos, bem como para minimizar os impactos ambientais associados aos incêndios rurais.

2.3 Fogo Prescrito

O planeamento do uso do fogo prescrito é um processo complexo, pois exige um equilíbrio entre diversos fatores ambientais, sociais e operacionais. A sua aplicação deve considerar não apenas os objetivos de gestão florestal, mas também a necessidade de reduzir potenciais conflitos com outras atividades florestais e com os usos do território. Para a adoção dessa prática, é necessário cumprir restrições legais e ambientais, especialmente no que se refere à conservação da biodiversidade, à proteção da qualidade do ar e à mitigação de impactos sobre os ecossistemas. Portanto, o fogo prescrito deve ser cuidadosamente planeado e executado com base em critérios técnicos rigorosos, de modo a maximizar os seus benefícios e minimizar os riscos ambientais e socioeconômicos (Fernandes, 2005; Fonseca et al., 2017).

Em ambientes onde o fogo desempenha um papel ecológico relevante e não representa riscos à segurança, sua ocorrência pode ser admitida como parte dos processos naturais do ecossistema. Em áreas de preservação, incêndios decorrentes de causas naturais, podem ser acompanhados e monitorados, em vez de serem prontamente suprimidos, desde que as condições climáticas e operacionais sejam favoráveis. Contudo, tais eventos passam a ser objeto de intervenção quando há ameaça à integridade de pessoas ou bens, ou quando há potencial de propagação para além dos limites estabelecidos. Em diversos parques nacionais dos Estados Unidos, a utilização do fogo de forma planeada e controlada constitui uma estratégia de gestão, visando a redução do acúmulo de material combustível. Essa prática contribui para mitigar os impactos de

incêndios de alta intensidade, reduzindo os danos ao solo, à vegetação e ao equilíbrio dos ecossistemas florestais (Rego, 1997).

Diversos estudos demonstram que o fogo prescrito, quando aplicado em condições seguras, tende a provocar alterações menos intensas nas propriedades do solo do que os incêndios de alta severidade (Certini, 2005; Fernandes et al., 2013; Fonseca et al., 2017). Em geral, os efeitos observados incluem aumentos temporários do pH e da disponibilidade de alguns nutrientes devido à deposição de cinzas, mantendo-se, contudo, uma menor degradação da matéria orgânica e dos processos biológicos do solo em comparação com incêndios severos. Por esta razão, o fogo prescrito é frequentemente considerado uma ferramenta de gestão capaz de reduzir a carga de combustível e, simultaneamente, minimizar os impactos ambientais associados aos grandes incêndios rurais (Neary et al., 1999; Certini, 2005; Shakesby, 2011). A compreensão dos efeitos do fogo sobre as propriedades químicas do solo é igualmente fundamental para avaliar os potenciais benefícios e limitações da utilização do fogo prescrito como ferramenta de gestão da vegetação.

2.4 Efeitos do Fogo nas Propriedades Químicas do Solo

Os incêndios rurais provocam alterações significativas nas propriedades químicas do solo, cuja magnitude depende da intensidade e severidade do fogo, da duração da combustão, do tipo de vegetação, das características do solo e do tempo decorrido após a ocorrência do incêndio. De forma geral, os efeitos mais evidentes verificam-se nas camadas superficiais, onde as temperaturas atingem valores mais elevados e ocorre a deposição de cinzas resultantes da combustão da biomassa vegetal (Neary et al., 1999; Certini, 2005).

Entre os atributos químicos mais afetados pelo fogo destacam-se a matéria orgânica, o pH, a disponibilidade de fósforo e potássio, a capacidade de troca catiónica e a dinâmica de elementos potencialmente tóxicos, como o alumínio e o manganês. Embora alguns destes efeitos possam traduzir-se num aumento temporário da fertilidade do solo, devido à libertação de nutrientes presentes na biomassa queimada, muitos deles tendem a diminuir progressivamente com a lixiviação, erosão e recuperação da cobertura vegetal (Certini, 2005; Agbeshie et al., 2022).

2.5 Matéria Orgânica

A matéria orgânica constitui um dos componentes mais sensíveis à ação do fogo. Durante a combustão, parte do carbono orgânico é mineralizada e libertada para a atmosfera sob a forma de dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO) e outros compostos voláteis, provocando uma redução dos teores de matéria orgânica do solo (Knicker, 2007; Mateus & Fernandes, 2014). A intensidade desta perda depende da temperatura atingida e da duração do aquecimento.

Em incêndios de baixa a moderada severidade, apenas as camadas superficiais são significativamente afetadas, podendo permanecer no solo resíduos parcialmente carbonizados que contribuem para a formação de carbono pirogénico ou biochar natural, caracterizado por elevada estabilidade química. Em incêndios severos, a combustão pode ser mais completa, conduzindo a perdas substanciais de carbono orgânico e à degradação da estrutura do solo (Certini, 2005; Francos et al., 2019).

A diminuição da matéria orgânica afeta diretamente a capacidade de retenção de nutrientes, a atividade biológica e a capacidade de troca catiónica do solo, condicionando os processos de recuperação da fertilidade após o fogo (Dick et al., 2008).

2.6 pH do Solo

Uma das alterações químicas mais frequentemente observadas após incêndios é o aumento temporário do pH do solo. Este fenómeno resulta principalmente da deposição de cinzas ricas em carbonatos, óxidos e hidróxidos de cálcio, magnésio, potássio e sódio, que neutralizam parte dos iões de hidrogénio presentes na solução do solo (Neary et al., 1999; Certini, 2005).

O efeito alcalinizante é geralmente mais pronunciado nas camadas superficiais e tende a ser mais evidente em solos originalmente ácidos. Contudo, esta alteração é frequentemente transitória, uma vez que os catiões básicos podem ser removidos por lixiviação ou absorvidos pela vegetação em regeneração. Consequentemente, os valores de pH tendem a aproximar-se gradualmente das condições anteriores ao incêndio (Shakesby, 2011; Fonseca et al., 2017; Agbeshie et al., 2022). As alterações de pH têm implicações importantes na disponibilidade de nutrientes e na mobilidade de elementos

potencialmente tóxicos, influenciando diretamente a fertilidade e o funcionamento dos ecossistemas pós-fogo.

2.7 Fósforo Extraível

O fósforo é frequentemente considerado um dos nutrientes cuja disponibilidade aumenta após a ocorrência de incêndios. A combustão da matéria orgânica promove a mineralização de compostos orgânicos que contêm fósforo, convertendo-os em formas inorgânicas mais facilmente assimiláveis pelas plantas. Simultaneamente, as cinzas constituem uma fonte adicional deste nutriente para o solo (Certini, 2005; DeBano, 2000; Agbeshie et al., 2022).

O aumento dos teores de fósforo disponível é geralmente mais evidente nas camadas superficiais e nos primeiros meses após o incêndio. No entanto, a persistência deste efeito depende das características do solo e da intensidade dos processos de erosão e lixiviação. Em solos ácidos, parte do fósforo libertado pode ser rapidamente imobilizada por compostos de ferro e alumínio, reduzindo a sua disponibilidade para a vegetação (Certini, 2005). Assim, embora o fogo possa aumentar temporariamente a disponibilidade de fósforo, este benefício tende a diminuir ao longo do tempo, especialmente em ecossistemas sujeitos a precipitações intensas ou a sucessivos eventos de fogo.

2.8 Potássio Extraível

O potássio é um dos nutrientes que apresenta resposta mais consistente à ocorrência de incêndios. Ao contrário do azoto e do enxofre, não sofre volatilização significativa às temperaturas normalmente atingidas durante a combustão da biomassa. Como consequência, grande parte do potássio presente nos tecidos vegetais permanece concentrada nas cinzas e é rapidamente incorporada no solo após os primeiros eventos de precipitação (Rheinheimer et al., 2003; Knicker, 2007).

Por apresentar elevada solubilidade, o potássio torna-se rapidamente disponível para as plantas, podendo originar aumentos significativos da fertilidade superficial do solo. Contudo, essa mesma característica torna-o suscetível à lixiviação, especialmente em solos arenosos ou de baixa capacidade de troca catiónica. Desta forma, os incrementos observados após o fogo tendem a ser temporários e mais pronunciados nas camadas superficiais do perfil (Kabata-Pendias, 2010).

2.9 Capacidade de troca catiónica

As alterações observadas na matéria orgânica e nas bases de troca refletem-se frequentemente na capacidade de troca catiónica (CTC) do solo. A matéria orgânica representa uma importante fonte de cargas negativas responsáveis pela retenção de nutrientes, pelo que a sua combustão pode reduzir a capacidade de retenção de catiões (Brady & Weil, 2017). Por outro lado, a deposição de cinzas pode provocar aumentos temporários dos teores de cálcio, magnésio, potássio e sódio, contribuindo para um aumento transitório da saturação por bases. A resposta da CTC após o fogo depende, portanto, do equilíbrio entre a perda de matéria orgânica e o enriquecimento temporário do solo em catiões básicos (Dick et al., 2008).

Em solos ácidos e pobres em matéria orgânica, as alterações na CTC podem influenciar significativamente a disponibilidade de nutrientes e a capacidade de recuperação da fertilidade após o incêndio.

2.10 Alumínio

A toxicidade do alumínio constitui um dos principais fatores edáficos limitantes ao desenvolvimento vegetal em solos ácidos, nos quais esse elemento se encontra predominantemente na forma solúvel e biologicamente ativa (Sade et al., 2016). Nessas condições, o alumínio exerce efeitos adversos sobre o sistema radicular das plantas, restringindo a absorção de água e nutrientes essenciais e, conseqüentemente, reduzindo o crescimento e a produtividade das culturas (Sade et al., 2016; Bojórquez-Quintal et al., 2017). Esse problema é particularmente relevante em regiões tropicais e subtropicais, onde a ocorrência de solos ácidos é predominante. Estima-se que os solos ácidos ocupem aproximadamente um terço da superfície terrestre e correspondam a cerca de metade das áreas agrícolas globais, o que prejudica o crescimento e a sustentabilidade da produção agrícola (Kochian et al., 2015). A elevada presença de alumínio de troca nesses ambientes compromete o cultivo de espécies destinadas à produção de alimentos, fibras e biocombustíveis, o que ressalta a importância de estratégias de manejo voltadas à correção da acidez e à mitigação dos efeitos tóxicos do alumínio nos sistemas produtivos (Sade et al., 2016).

Em áreas afetadas pelo fogo, a dinâmica do alumínio pode sofrer alterações em consequência das alterações de pH induzidas pela deposição de cinzas. O aumento temporário do pH observado após alguns incêndios tende a reduzir a solubilidade do alumínio, diminuindo a sua disponibilidade e potencial toxicidade. Contudo, à medida que o efeito alcalinizante das cinzas diminui e os processos de lixiviação se intensificam, os teores de alumínio troca podem voltar a aumentar, sobretudo em solos naturalmente ácidos (Neary et al., 1999; Certini, 2005).

2.11 Manganês

O manganês (Mn) é um micronutriente essencial ao metabolismo vegetal e um elemento amplamente distribuído nos solos, onde sua ocorrência está associada ao material originário, ao grau de intemperismo e às condições geoquímicas do ambiente. No solo, o Mn pode ocorrer em diferentes estados de oxidação, sendo a forma Mn^{2+} a mais solúvel e disponível às plantas. Sua disponibilidade é fortemente controlada pelo pH, pelas condições de oxirredução, pela matéria orgânica e pela atividade microbiana, razão pela qual esse elemento apresenta elevada sensibilidade a mudanças ambientais (Silva & Berti, 2022). Em solos ácidos, a forma Mn^{2+} apresenta maior solubilidade e disponibilidade para as plantas, enquanto o aumento do pH tende a reduzir a sua mobilidade através de processos de precipitação e oxidação (Brady & Weil, 2017).

Em áreas afetadas pelo fogo, a dinâmica do manganês pode ser significativamente alterada. A combustão da vegetação e da serapilheira promove alterações térmicas e químicas no solo, favorece a deposição de cinzas, modifica temporariamente a matéria orgânica e interfere nos processos de oxidação e redução (Certini, 2005). Como resultado, os teores disponíveis de Mn podem aumentar ou diminuir, dependendo da intensidade do fogo, do tipo de solo, do pH, da drenagem e do tempo decorrido após a queima (Kang et al., 2025). Em geral, os efeitos do fogo sobre o manganês são mais pronunciados nas camadas superficiais, onde ocorre maior deposição de cinzas e maior transformação da matéria orgânica. Desse modo, o manganês constitui um importante indicador das alterações químicas induzidas pelo fogo, uma vez que a sua disponibilidade responde rapidamente às variações do pH, da matéria orgânica e das condições de oxidação-redução do solo, com implicações diretas na fertilidade, na toxicidade e nos processos de regeneração da vegetação.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de Estudo

O estudo foi conduzido no Parque Natural do Alvão (PNAL), localizado na zona de transição entre o Minho e Trás-os-Montes, integrando o distrito de Vila Real, Norte de Portugal (Figura 1), caracterizado por relevo montanhoso, clima mediterrânico com influência atlântica e recorrência de incêndios rurais. Segundo a Classificação climática de Köppen, a região apresenta predominantemente o clima do tipo Csb (temperado com verão seco e invernos húmidos) (Figura 2). Em áreas de maior altitude, podem ocorrer condições próximas do tipo Cfb, com maior regularidade na precipitação ao longo do ano.

O PNAL, estabelecido em 1983, abrange uma área de aproximadamente 7 239 hectares nos concelhos de Vila Real e Mondim de Basto (ICNF, 2025). Inserido no Maciço Ibérico, a sua geomorfologia é marcada por uma notável dualidade litológica que define a paisagem e os ecossistemas. A zona oriental, de maior altitude (> 900 m), é dominada por granitos biotíticos que originam relevos agrestes e "caos de blocos", atuando como bacia de receção do rio Olo. Em contraste, a zona ocidental, de menor altitude (400–700 m), é constituída por rochas metamórficas (xistos e quartzitos), onde o relevo se apresenta mais encaixado (Aguiar et al., 2001; ICNF, 2025). Esta variação geológica, aliada a um clima oroatlântico de elevada pluviosidade (> 1500 mm ano⁻¹), condiciona a pedogénese local (Agroconsultores & Coba, 1991). Os solos são predominantemente ácidos e delgados (Leptosolos), com baixa fertilidade natural e vulnerabilidade à lixiviação. Destaca-se, ainda, a presença de Umbrissolos nas áreas de maior acumulação orgânica em altitude (Aguiar et al., 2001; IUSS Working Group WRB, 2022).

Estas características edafoclimáticas conferem aos solos do PNAL uma elevada suscetibilidade à acidificação, à lixiviação de nutrientes e aos impactos associados aos incêndios rurais, tornando esta área particularmente relevante para o estudo dos efeitos do fogo nas propriedades químicas do solo.

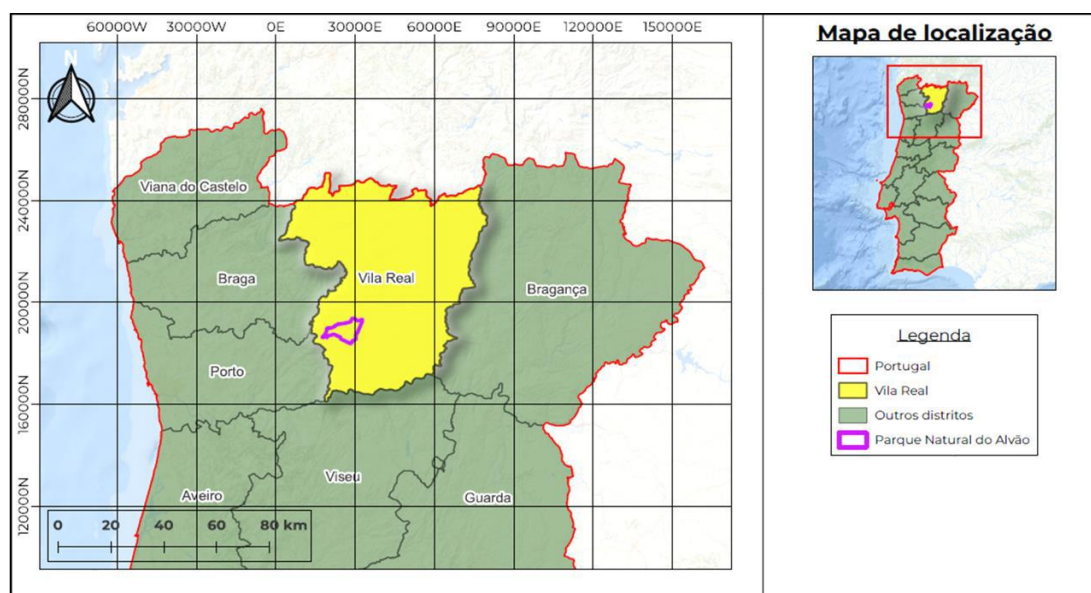


Figura 1 - Localização da área de estudo (Ferron, 2023).

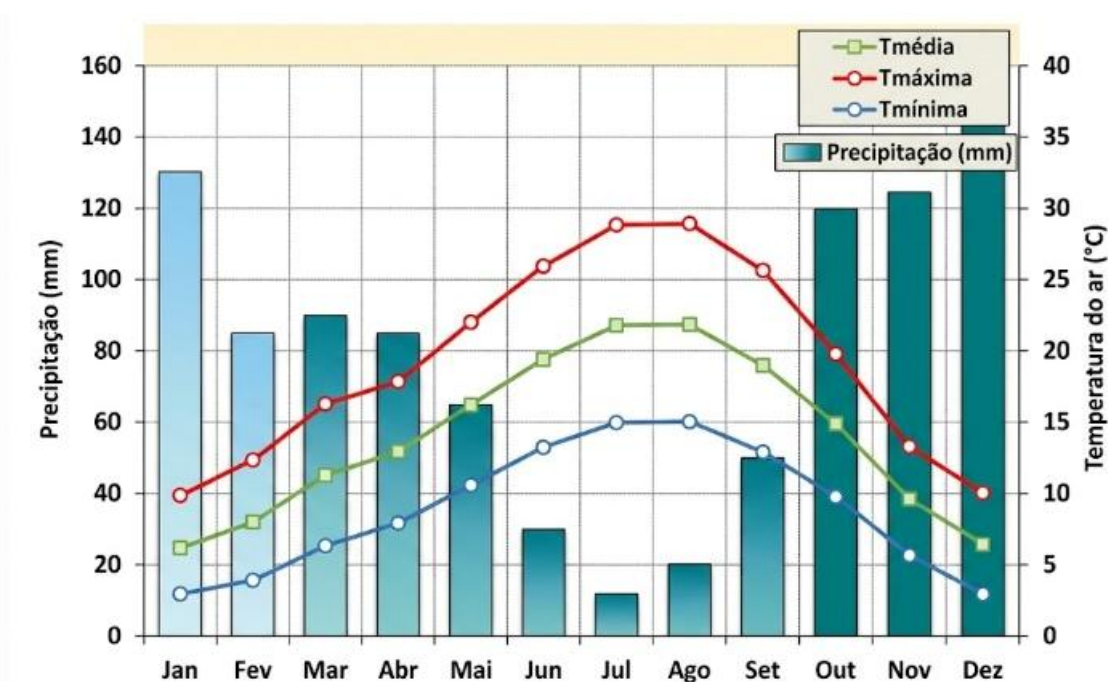


Figura 2 - Diagrama ombrotérmico construído com base na Normal Climatológica de Vila Real (1991-2020) (IPMA, 2024).

As áreas afetadas pelo fogo foram selecionadas com base na ocorrência de incêndios registados no Parque Natural do Alvão. A amostragem foi realizada aproximadamente três anos após a ocorrência do incêndio, o que permitiu avaliar os efeitos do fogo nas propriedades químicas do solo. Foram selecionadas áreas representativas de diferentes condições de cobertura vegetal e níveis de perturbação pelo

fogo, e estabelecidos os seguintes tratamentos: (1) pastagem herbácea de montanha (PM), (2) urzal/tojal (UT), (3) urzal (U) e (4) áreas afetadas por incêndios severos (IS). Não foi possível estabelecer um tratamento controle, uma vez que toda a área envolvente foi afetada pelo incêndio, o material originário é caracterizado por granito, com predomínio de granito biotítico pós-tectónico, cuja meteorização diferencial dá origem a formações de blocos graníticos dispersos pela paisagem, característicos da envolvente de Lamas de Olo. Esta área insere-se no planalto granítico da vertente oriental do Parque Natural do Alvão, a cotas superiores a 950 m de altitude, apresentando um relevo predominantemente ondulado e declives suaves, com uma amplitude altimétrica que não ultrapassa os 300 m. Os vales característicos desta zona são largos e pouco profundos, conferindo à área maior exposição solar e amplitude visual, ao contrário da zona ocidental do parque, de substrato xistoso, onde predominam declives acentuados e uma maior variação altimétrica. Estas características do relevo e da forma topográfica, associadas à natureza do material originário, condicionam diretamente processos como a drenagem, a erosão e a acumulação de matéria orgânica no solo, fatores que influenciam também a intensidade e os efeitos do fogo sobre as propriedades edáficas.

3.2 Delineamento Experimental e Colheita de Amostras

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), composto por quatro tratamentos (PM, UT, U, IS) com três repetições cada, totalizando 12 parcelas de amostragem (Figura 3). Cada repetição correspondeu a uma parcela de amostragem independente, selecionada em cada tratamento. Em cada parcela, foram definidos aleatoriamente quatro pontos de amostragem, nos quais foram coletadas amostras de solo que foram posteriormente analisadas individualmente em laboratório, permitindo caracterizar a variabilidade espacial do solo no interior de cada parcela. Em cada ponto de amostragem, as amostras de solo foram coletadas em três intervalos de profundidade (0–5 cm, 5–10 cm e 10–20 cm), com o objetivo de avaliar, de forma mais detalhada, os efeitos do fogo no perfil do solo.

A seleção das profundidades 0–5 cm, 5–10 cm e 10–20 cm fundamenta-se na necessidade de avaliar, de forma integrada, o gradiente vertical dos efeitos do fogo no solo. A camada superficial (0–5 cm) é a mais diretamente impactada pela ação térmica; é nesta zona que se observam as alterações mais intensas na matéria orgânica e na disponibilidade de nutrientes, em decorrência da rápida mineralização associada à

combustão. A camada intermédia (5–10 cm) foi incluída por representar uma zona de transição, onde os efeitos do aquecimento ainda podem ser significativos, embora mais atenuados, permitindo analisar a mobilidade de nutrientes e possíveis processos de lixiviação ou de redistribuição vertical após o incêndio. Por sua vez, a camada mais profunda (10–20 cm) foi considerada como referência para avaliar a extensão vertical do impacto térmico e químico, uma vez que tende a ser menos diretamente afetada pelo fogo e a refletir condições mais próximas do estado original do solo.

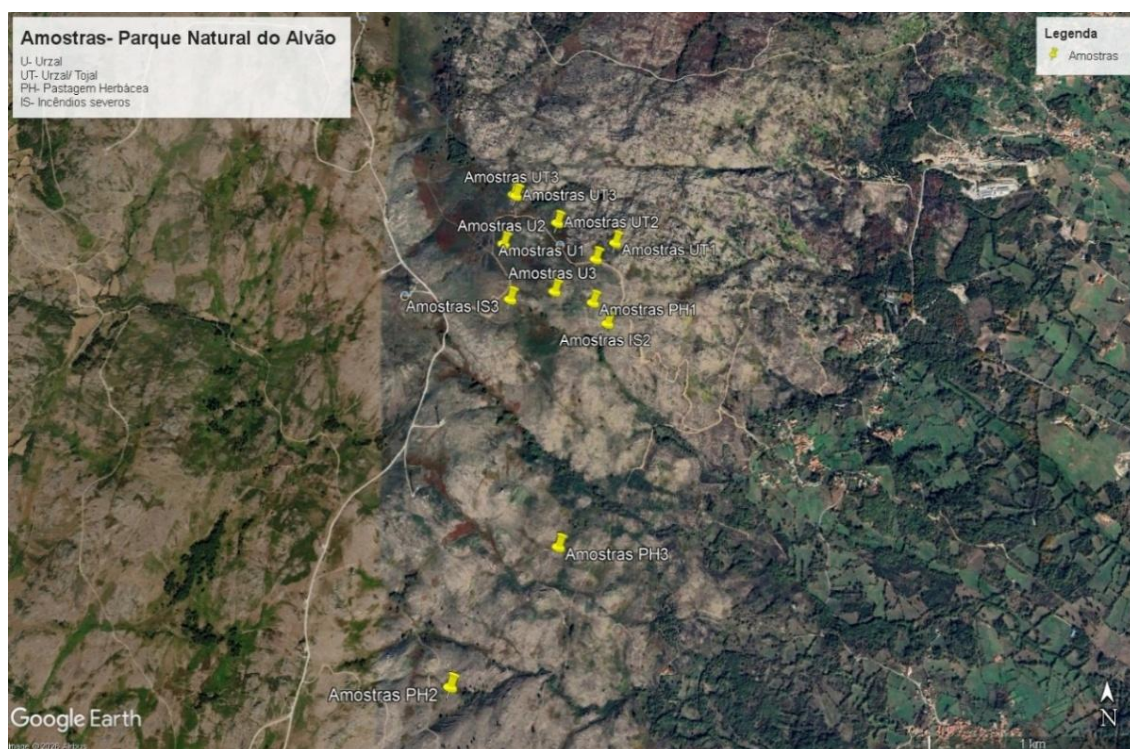


Figura 3 - Localização das parcelas de amostragem na área do Parque Natural do Alvão.

3.3 Processamento das Amostras

As amostras de solo, acondicionadas em sacos devidamente identificados, foram transportadas para o laboratório. Posteriormente, foram secas ao ar, destorroadas e peneiradas num agitador de peneiros com crivo de malha de 2 mm, obtendo-se a fração de terra fina (partículas < 2 mm), utilizada nas análises químicas realizadas no âmbito deste estudo (matéria orgânica, pH, fósforo e potássio extraíveis, bases de troca, acidez de troca, Alumínio de troca, capacidade de troca catiónica efetiva, boro e manganês).

3.4 Análises Laboratoriais

As análises químicas do solo foram realizadas de acordo com metodologias padronizadas, em uso no Laboratório de Solos da Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Bragança.

3.4.1 Matéria Orgânica

A matéria orgânica do solo foi determinada pelo método de oxidação húmida de Walkley-Black, que se baseia na oxidação do carbono orgânico por dicromato de potássio em meio fortemente ácido, seguindo os procedimentos descritos por Teixeira et al. (2017). O teor de carbono facilmente oxidável foi calculado a partir do volume de solução ferrosa consumido na titulação, sendo posteriormente convertido em matéria orgânica através do fator de Van Bemmelen (1,724):

$$\% \text{ MO} = \% \text{ C} \times 1,724$$

em que:

1,724 corresponde ao fator de conversão, com base no pressuposto de que a matéria orgânica contém aproximadamente 58 % de carbono.

A Tabela 2 apresenta a classificação dos teores de matéria orgânica do solo proposta por Costa (2018).

Tabela 1- Classes interpretativas dos teores de matéria orgânica do solo (Costa, 2018).

Percentagem de matéria orgânica		
Em horizontes de textura grosseira	Em horizontes de textura fina	Designação indicativa do nível de matéria orgânica
> 20	> 30	Muito alto
10-5	15-7	Alto
5-3	7-5	Medianamente alto
3-2	5-2	Médio
2-0,5	2-1	Baixo
< 0,5	<1	Muito baixo

3.4.2 pH em H₂O

O pH do solo foi determinado por potenciometria numa suspensão solo:água na proporção de 1:2,5 (m/v), utilizando água destilada, de acordo com a metodologia descrita por Van Reeuwijk (2002). As medições foram efetuadas com um potenciómetro previamente calibrado. A Tabela 3 apresenta a classificação das classes de reação do solo em função do pH, segundo Costa (2018).

Tabela 2 - Classes de reação do solo em função do pH (Costa, 2018).

pH	Designação do solo
< 4,5	Hiperácido
4,6 -5,5	Ácido
5,6 -6,5	Subácido
6,6 -7,5	Neutro
7,6 -8,5	Subalcalino
8,6 -9,5	Alcalino
> 9,6	Hiperalcalino

3.4.3 Fósforo e Potássio Extraíveis

O fósforo e o potássio extraíveis foram determinados após extração com uma solução de lactato de amónio e ácido acético ajustada a pH 3,7. O fósforo foi quantificado por método colorimétrico, através da formação do complexo azul de molibdato de amónio reduzido por ácido ascórbico, enquanto o potássio foi determinado por fotometria de chama (Almeida & Balbino, 1960).

A Tabela 4 apresenta a classificação dos solos em função dos teores de fósforo e potássio extraíveis, segundo Santos (2015).

Tabela 3 - Classes interpretativas dos teores de fósforo e potássio extraíveis do solo (Santos, 2015).

Apreciação	Teores de P ₂ O ₅ ou K ₂ O (mg kg ⁻¹)
Muito baixo	≤ 25
Baixo	26 - 50

Médio	51 - 100
Alto	101 - 200
Muito alto	> 200

3.4.4 Bases de Troca

As bases de troca do solo, nomeadamente cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}), potássio (K^+) e sódio (Na^+), foram extraídas com uma solução de acetato de amónio ajustada a pH 7,0, segundo o método descrito por Van Reeuwijk (2002). Os teores de Ca^{2+} e Mg^{2+} foram determinados por espectrofotometria de absorção atómica (AAS), enquanto os teores de potássio (K^+) e sódio (Na^+) foram quantificados por fotometria de emissão de chama (FES). A soma das bases de troca foi calculada pela expressão:

$$\text{BT} = \text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+ + \text{Na}^+$$

em que:

BT corresponde à soma das bases de troca, expressa em cmolc kg^{-1} de solo.

3.4.5 Acidez de Troca e Alumínio de Troca

A acidez de troca do solo foi determinada por extração com solução de cloreto de potássio (KCl), segundo o método descrito por Sims (1996). Após a extração, a acidez de troca e o alumínio de troca foram determinados por titulação, e os resultados foram expressos em cmolc kg^{-1} de solo.

A acidez de troca (AT) foi calculada através da seguinte expressão:

$$\text{AT} = \frac{(\text{VNaOH, amostra} - \text{VHCl, branco}) \times 0,1}{\text{Peso da amostra (g)}}$$

O alumínio de troca (Al^{3+}) foi calculado através da seguinte expressão:

$$\text{Al}^{3+} = \frac{(\text{VHCl, amostra} - \text{VHCl, branco}) \times 0,1}{\text{Peso da amostra (g)}}$$

3.4.6 Capacidade de Troca Catiónica Efetiva

A capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) foi determinada indiretamente a partir da soma das bases de troca e da acidez de troca, previamente determinadas segundo os métodos descritos nas secções anteriores. A CTCe foi expressa em cmolc kg^{-1} de solo e calculada através da seguinte expressão:

$$CTCe = BT + AT$$

em que:

BT corresponde á soma das bases de troca e AT á acidez de troca.

3.4.7 Boro

O teor de boro (B) no solo foi determinado pelo método colorimétrico com azometina-H, após extração em água fervente na presença de CaCl_2 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ (Van Reeuwijk, 2002). A concentração de boro foi determinada por espectrofotometria, com base na intensidade da coloração desenvolvida pela reação com azometina-H, proporcional ao teor de boro presente na amostra. Os resultados foram expressos em mg kg^{-1} de solo.

3.4.8 Manganês

O teor de manganês (Mn) no solo foi determinado após extração com solução extratora de acetato de amônio, ácido acético e ácido etileno diaminotetracético. A quantificação foi realizada por espectrometria de absorção atômica, com base na intensidade do sinal, proporcional à concentração do elemento na amostra, conforme descrito por Lakanen e Erviö (1971), utilizando o equipamento PYE Unicam PU 9100X. Os resultados foram expressos em mg kg^{-1} de solo.

3.4.9 Tratamento e Análise dos Dados

Os dados obtidos foram organizados em planilhas e submetidos a análise estatística. Inicialmente, foi realizada uma análise estatística descritiva, incluindo média, desvio padrão e coeficiente de variação.

As análises estatísticas foram realizadas separadamente para cada profundidade do solo. Os resíduos de todas as variáveis foram submetidos ao teste de normalidade de

Shapiro-Wilk. Quando os pressupostos de normalidade não foram atendidos, os dados foram transformados utilizando a transformação $\sqrt{x + 0,5}$.

Posteriormente, procedeu-se à análise de variância (ANOVA) e, quando verificado efeito significativo dos tratamentos, as médias foram comparadas pelo teste de Scott-Knott ao nível de 5 % de probabilidade ($p < 0,05$). As análises estatísticas foram realizadas no software R, utilizando o pacote AgroR versão 1.3.6 (Shimizu, Marubayashi & Gonçalves, 2024).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os atributos químicos do solo foram avaliados em quatro condições de cobertura vegetal e perturbação pelo fogo no Parque Natural do Alvão, áreas afetadas por incêndios severos (IS), pastagem herbácea de montanha (PM), urzal (U) e urzal/tojal (UT), em três profundidades de amostragem (0–5, 5–10 e 10–20 cm). As médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Scott-Knott a 5 % de probabilidade ($p \leq 0,05$). Os resultados são apresentados por atributo (Figuras 4 a 9 e Tabelas 4 e 5) e sintetizados, no final, ao longo do perfil do solo.

4.1 Matéria Orgânica

Os teores de matéria orgânica do solo (MO) variaram entre 8,1 % (IS, 5–10 cm) e 12,1 % (U, 0–5 cm), com tendência de diminuição com a profundidade na maioria dos tratamentos (Figura 4). Na camada superficial (0–5 cm), não se observaram diferenças estatisticamente significativas entre os tratamentos, embora os tratamentos com cobertura arbustiva e pastagem (U, UT e PM) apresentassem valores numericamente superiores aos das áreas de incêndio severo (IS). Já na camada de 5–10 cm, o tratamento UT (12,0 %) destacou-se estatisticamente em relação aos restantes, que se agruparam em torno de valores mais baixos. Na camada de 10–20 cm, as diferenças significativas voltaram a não existir, ainda que o UT mantivesse o teor mais elevado (11,5 %).

O padrão observado é coerente com o efeito conhecido do fogo sobre a dinâmica do carbono orgânico do solo. Nas áreas de incêndio severo (IS), a combustão da biomassa e da serapilheira promove a mineralização e a perda de matéria orgânica das camadas superficiais, reduzindo os seus teores (Certini, 2005; Knicker, 2007). Em contrapartida, os sistemas de urzal/tojal (UT), sujeitos a menor perturbação física e a maior aporte contínuo de resíduos vegetais, favorecem a acumulação e a estabilização da matéria orgânica, incluindo frações parcialmente carbonizadas mais recalcitrantes (Fonseca et al., 2017; Francos et al., 2019; Agbeshie et al., 2022). A manutenção de teores elevados de MO no UT, mesmo em profundidade, sugere maior incorporação de carbono ao longo do perfil nestes sistemas, com implicações diretas na capacidade de troca catiónica, como se discute adiante (Dick et al., 2008).

De acordo com a classificação proposta por Costa (2018), os teores de matéria orgânica observados enquadram-se maioritariamente nas classes alta e muito alta. A ausência de diferenças significativas na camada superficial sugere que, aproximadamente três anos após o incêndio, os processos de recuperação da vegetação e de acumulação de resíduos orgânicos poderão ter contribuído para atenuar parte das perdas iniciais de carbono orgânico provocadas pela combustão. Estes resultados corroboram observações realizadas noutros ecossistemas mediterrânicos, onde a recuperação dos teores de matéria orgânica ocorre progressivamente após o fogo, em função da regeneração da cobertura vegetal e do retorno de resíduos orgânicos ao solo (Fonseca et al., 2017; Agbeshie et al., 2022).

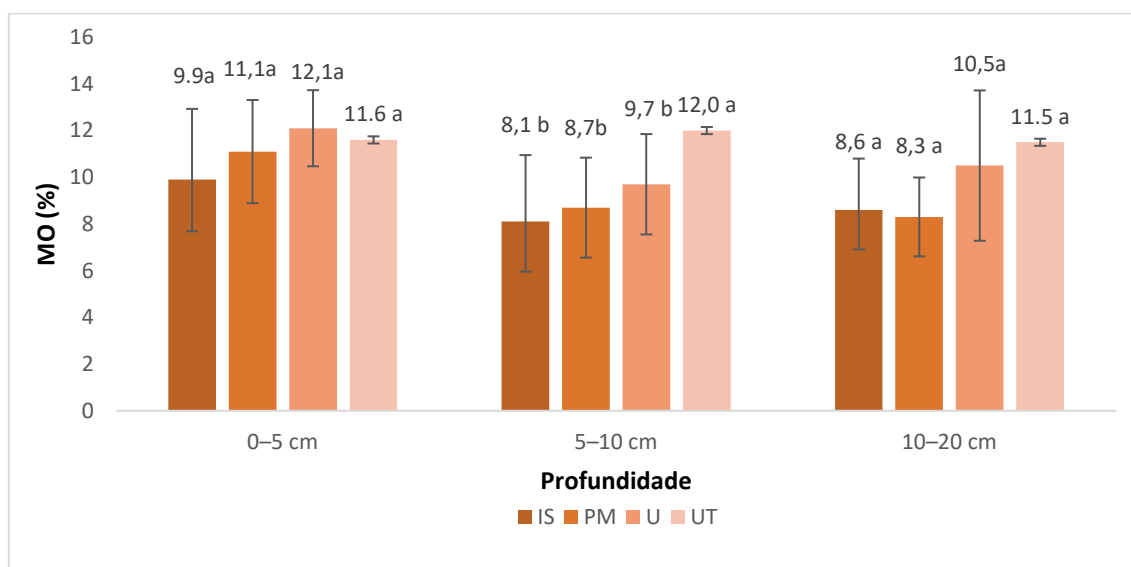


Figura 4 - Teor de matéria orgânica do solo (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0-5, 5-10, 10-20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

4.2 pH em H₂O

Os valores de pH em H₂O variaram entre 4,8 e 5,2, caracterizando os solos como ácidos (Costa, 2018) em todos os tratamentos e profundidades (Figura 5). Nas camadas de 0-5 e 10-20 cm não se observaram diferenças estatisticamente significativas entre tratamentos. Na camada de 5-10 cm, porém, o tratamento IS apresentou o menor valor de pH (4,8), diferindo significativamente dos tratamentos PM, U e UT, o que indica uma acidez ativa ligeiramente mais acentuada nas áreas de incêndio severo (IS) nesta profundidade.

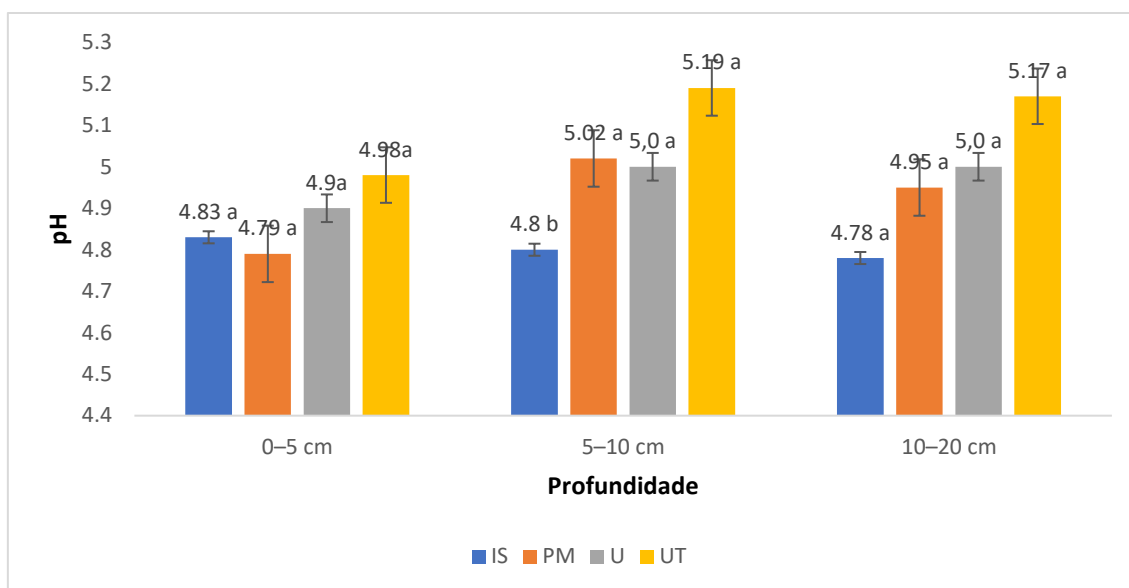


Figura 5 - pH em H₂O do solo (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

A deposição de cinzas após o fogo tende a elevar transitoriamente o pH do solo, devido à liberação de óxidos, carbonatos e bases solúveis (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+}), que neutralizam parcialmente os íons H^{+} (Dick et al., 2008; Redin et al., 2011). Os valores ligeiramente superiores nos tratamentos UT são consistentes com este efeito tamponante das cinzas, associado ao seu maior teor de bases e de matéria orgânica. Contudo, a ausência de diferenças significativas na maior parte do perfil, bem como a estreita amplitude de variação do pH, reforça a ideia de que a alcalinização proporcionada pelo fogo é temporária, tendendo a reverter com a lixiviação das bases e a retoma dos processos naturais de acidificação biológica (Jacques, 2003; Certini, 2005; Agbeshie et al., 2022).

Considerando que a amostragem foi realizada aproximadamente três anos após a ocorrência do incêndio, os resultados sugerem que a maior parte dos efeitos imediatos do fogo sobre a acidez ativa do solo já terá sido atenuada. Este comportamento está de acordo com estudos realizados em ecossistemas mediterrânicos, que descrevem um aumento inicial do pH seguido de uma gradual aproximação aos valores pré-incêndio devido à lixiviação de bases e à recuperação da vegetação (Certini, 2005; Shakesby, 2011; Fonseca et al., 2017).

Apesar desta recuperação parcial, os valores de pH mantiveram-se maioritariamente abaixo de 5,5, intervalo em que o alumínio apresenta elevada solubilidade e potencial toxicidade para as plantas (Sade et al., 2016). Esta condição ajuda a explicar os elevados teores de alumínio de troca observados em todos os tratamentos (Tabela 4), evidenciando que os efeitos alcalinizantes associados à deposição de cinzas não foram suficientes para alterar substancialmente a acidez do solo a médio prazo.

4.3 Fósforo e Potássio Extraíveis

O fósforo extraível (P_2O_5) apresentou elevada variabilidade e uma tendência clara de diminuição em profundidade (Figura 6). Na camada de 0–5 cm, não houve diferença estatística entre tratamentos, embora a pastagem herbácea de montanha (PM) registasse o valor médio mais elevado (29,4 mg kg⁻¹). Nas camadas de 5–10 e 10–20 cm, o tratamento UT apresentou os menores teores de fósforo (7,4 e 5,1 mg kg⁻¹, respetivamente), diferindo significativamente dos restantes tratamentos.

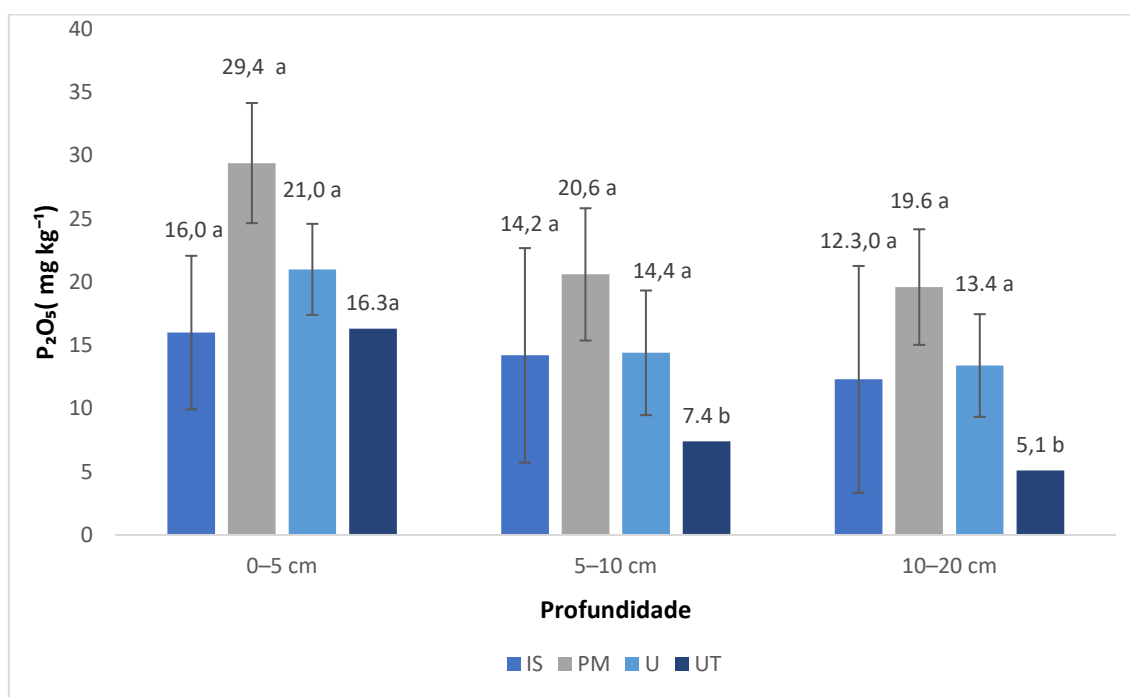


Figura 6 - Fósforo extraível (P_2O_5 , mg kg⁻¹) (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

A libertação de fósforo inorgânico a partir da mineralização da matéria orgânica e das cinzas durante a combustão tende a enriquecer transitoriamente a camada superficial

em formas prontamente disponíveis (Certini, 2005; Cade-Menun & Lavkulich, 1997); a temperaturas muito elevadas, parte do fósforo pode ser transformada em formas menos disponíveis ou ser perdida através da remoção de cinzas e processos erosivos subsequentes (Certini, 2005; Redin et al., 2011). Os menores teores de fósforo em profundidade no UT poderão refletir uma maior imobilização biológica e a baixa mobilidade do fosfato no perfil.

De acordo com a classificação proposta por Santos (2015), os teores de fósforo observados enquadram-se predominantemente nas classes muito baixa a baixa. Estes resultados sugerem uma disponibilidade limitada deste nutriente para a vegetação, sobretudo nas camadas mais profundas, o que pode constituir um fator limitante para os processos de regeneração pós-incêndio (Certini, 2005; Shakesby, 2011).

O potássio extraível (K_2O) apresentou os maiores teores na camada superficial e decresceu acentuadamente em profundidade (Figura 7). Nas camadas de 0–5 e 5–10 cm, os tratamentos U e UT destacaram-se com os valores mais elevados ($176,6 \text{ mg kg}^{-1}$ no UT na camada 0–5 cm), diferindo significativamente das áreas de incêndio severo e de pastagem (IS e PM); na camada de 10–20 cm não se observaram diferenças significativas. Este padrão é consistente com a elevada disponibilidade de potássio frequentemente observada após a combustão da biomassa, uma vez que este nutriente não sofre volatilização significativa às temperaturas normalmente atingidas durante os incêndios e tende a concentrar-se nas cinzas, sendo posteriormente incorporado nas camadas superficiais do solo (Rheinheimer et al., 2003; Knicker, 2007; Redin et al., 2011). A sua permanência no solo é, todavia, limitada pela elevada suscetibilidade à lixiviação, sobretudo em solos de baixa CTC, o que ajuda a explicar a forte redução dos teores em profundidade (Kabata-Pendias, 2010; Ćirić et al., 2023).

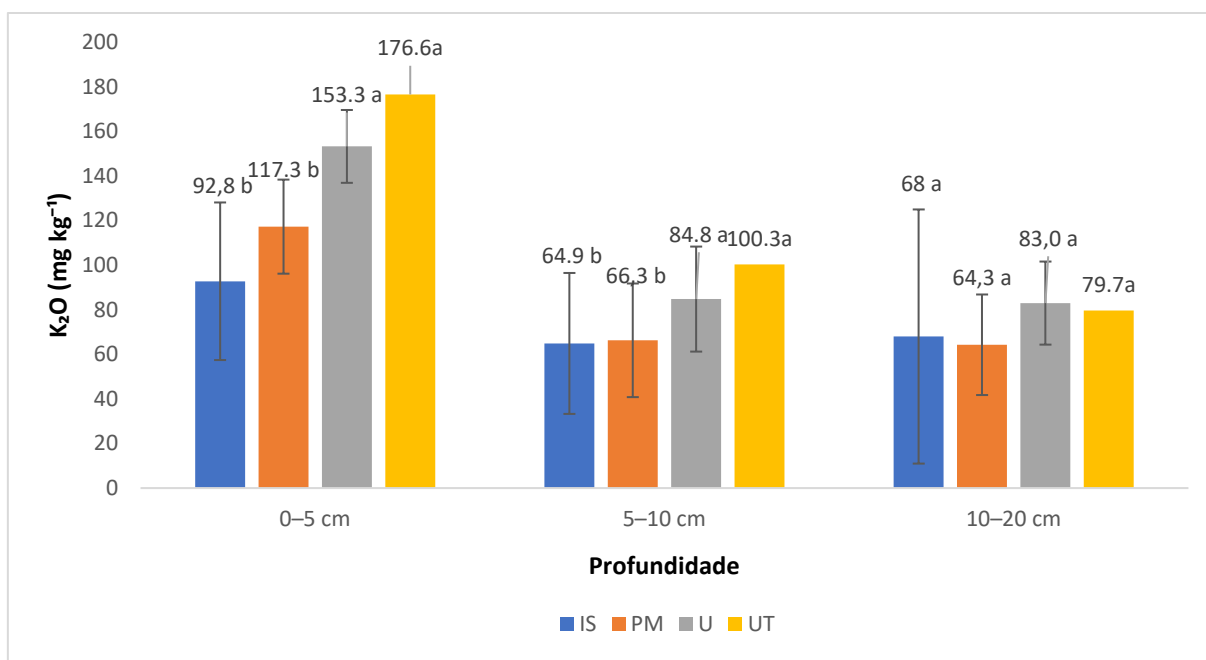


Figura 7 - Potássio extraível (K_2O , $mg\ kg^{-1}$) (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (5–10, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

De acordo com a classificação proposta por Santos (2015), os teores de potássio observados enquadram-se predominantemente nas classes média a alta, atingindo os níveis mais elevados nos tratamentos U e UT da camada superficial.

Considerando que a amostragem foi realizada aproximadamente três anos após a ocorrência dos incêndios, os resultados sugerem que os efeitos imediatos do fogo sobre a disponibilidade de fósforo e potássio já terão sido parcialmente atenuados. Os teores de fósforo mantiveram-se globalmente baixos, enquanto os teores de potássio permaneceram relativamente elevados nas camadas superficiais, evidenciando o comportamento contrastante destes nutrientes após o fogo, associado à menor mobilidade do fósforo e à acumulação temporária de potássio nas cinzas resultantes da combustão da biomassa. Apesar disso, a persistência de teores mais elevados de potássio nos tratamentos U e UT evidencia que a redistribuição de nutrientes associada à combustão da biomassa continua a influenciar a fertilidade química do solo a médio prazo. Estes resultados sugerem ainda a influência da cobertura vegetal e da acumulação contínua de resíduos orgânicos, que contribuem para a reciclagem deste nutriente e para a manutenção da fertilidade das camadas superficiais do solo. Estudos realizados em ecossistemas mediterrânicos demonstram que os aumentos iniciais destes nutrientes tendem a diminuir

progressivamente devido à absorção pela vegetação em regeneração, à lixiviação e aos processos erosivos (Certini, 2005; Shakesby, 2011; Fonseca et al., 2017).

4.4 Acidez de Troca e Alumínio de Troca

A acidez de troca (AT) e o alumínio de troca (Al^{3+}) não apresentaram diferenças significativas entre tratamentos em nenhuma das profundidades avaliadas (Tabela 4). A acidez de troca variou, em valores médios, entre 3,36 e 5,02 cmolc kg^{-1} , e o Al^{3+} entre 3,41 e 4,69 cmolc kg^{-1} , mantendo-se elevados ao longo de todo o perfil. Estes valores indicam que, mesmo cerca de três anos após o fogo, persistem condições de acidez potencial e de fitotoxicidade alumínica em todas as condições estudadas. De acordo com Sade et al. (2016), valores de alumínio de troca superiores a 1 cmolc kg^{-1} já podem limitar o desenvolvimento radicular de espécies sensíveis. Os valores observados neste estudo foram substancialmente superiores a esse limiar, evidenciando o elevado grau de acidez destes solos.

A reduzida variação dos valores de acidez de troca e alumínio de troca entre tratamentos sugere que estas propriedades são fortemente controladas pelas características intrínsecas do solo, nomeadamente pela natureza ácida do material originário e pelos processos pedogenéticos dominantes na área de estudo. Comparativamente aos efeitos transitórios do fogo sobre o pH e a disponibilidade de nutrientes, a acidez potencial apresenta uma maior estabilidade temporal, refletindo processos de formação do solo que atuam a escalas de tempo mais longas (Takahashi & Dahlgren, 2016; Brady & Weil, 2017).

Tabela 4 - Acidez de troca (AT) e alumínio de troca (Al^{3+}), em cmolc kg^{-1} (média $\pm$ desvio padrão), por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm).

Tratamento	Camada 0–5 cm		Camada 5–10 cm		Camada 10–20 cm	
	AT	Al^{3+}	AT	Al^{3+}	AT	Al^{3+}
IS	3,8 $\pm$ 1,6	4,1 $\pm$ 1,9	4,4 $\pm$ 1,8	4,7 $\pm$ 1,5	4,3 $\pm$ 0,9	4,6 $\pm$ 1,2
PM	3,4 $\pm$ 1,2	3,4 $\pm$ 1,0	4,0 $\pm$ 1,2	3,9 $\pm$ 1,1	3,6 $\pm$ 1,2	3,7 $\pm$ 0,9
U	4,4 $\pm$ 1,2	4,3 $\pm$ 1,0	4,4 $\pm$ 1,5	4,2 $\pm$ 0,8	4,7 $\pm$ 1,0	4,2 $\pm$ 0,6
UT	5,0 $\pm$ 2,4	4,4 $\pm$ 2,2	4,6 $\pm$ 2,1	4,7 $\pm$ 2,4	4,5 $\pm$ 2,5	3,8 $\pm$ 1,9

IS – Incêndio severo; PM – Pastagem herbácea de montanha; U – Urzal; UT – Urzal/tojal. Para ambas as variáveis não se verificaram diferenças significativas em nenhuma das camadas ($p < 0,05$).

A manutenção de teores elevados de Al^{3+} é uma característica típica de solos ácidos desenvolvidos sobre materiais pobres em bases e sujeitos a intensa lixiviação, como os que ocorrem na área de estudo (Fonseca et al., 2017; Brady & Weil, 2017). É de notar que os tratamentos UT, apesar de apresentarem os maiores valores de pH e de matéria orgânica, mantiveram valores elevados de acidez de troca e de Al^{3+} . Este comportamento, aparentemente paradoxal, pode estar relacionado com a elevada capacidade dos coloides orgânicos para reter alumínio. O aumento do teor de matéria orgânica contribui para o incremento da capacidade de troca catiónica (CTC), aumentando o número de sítios de adsorção capazes de reter Al^{3+} no complexo de troca (Redin et al., 2011). Acresce que o elevado teor de matéria orgânica presente no tratamento UT pode favorecer a formação de complexos organo-alumínicos relativamente estáveis. Assim, embora os teores analíticos de alumínio de troca permaneçam elevados, parte deste alumínio poderá apresentar menor atividade química e, conseqüentemente, menor potencial fitotóxico do que o alumínio livre presente na solução do solo (Takahashi & Dahlgren, 2016). Ainda assim, os níveis observados sustentam a necessidade de medidas de correção da acidez, dado o efeito limitante do alumínio sobre o crescimento radicular e a absorção de cálcio e fósforo (Sade et al., 2016).

Do ponto de vista da gestão do solo, os resultados obtidos sugerem que a recuperação da fertilidade química após o fogo poderá beneficiar da adoção de medidas de correção da acidez, nomeadamente através da aplicação de corretivos alcalinizantes, particularmente em áreas destinadas à regeneração de espécies mais sensíveis à toxicidade do alumínio.

4.5 Bases de troca soma de bases e CTC efetiva

As bases de troca, a soma de bases (SBT) e a capacidade de troca catiónica efetiva (CTCe) são apresentadas na Tabela 5. As alterações associadas ao fogo e à cobertura vegetal foram mais evidentes na camada superficial (0–5 cm). Os tratamentos U e UT apresentaram teores de magnésio e de potássio trocáveis e valores de CTCe significativamente superiores aos dos tratamentos IS e PM. O cálcio, embora sem diferença estatística, acompanhou esta tendência, com valores numericamente superiores em U e UT. Estes resultados são consistentes com a ação das cinzas como fonte de catiões básicos (Ca^{2+} , Mg^{2+} e K^{+}) na camada de maior deposição (Certini, 2005; Knicker, 2007).

A CTCe seguiu de perto o comportamento da matéria orgânica, sendo máxima nos tratamentos com maior teor de carbono orgânico (U e UT, 0–5 cm).

Tabela 5 - Bases de troca (Ca, Mg, K, Na), soma de bases de troca (BT) e CTC efetiva (CTCe), em cmolc kg⁻¹ (média ± desvio padrão), por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0–5, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

Tratamento	Ca	Mg	K	Na	BT	CTCe
Camada 0–5 cm						
IS	1,34 ± 0,25 ^a	0,65 ± 0,08 ^a	0,17 ± 0,07 ^a	0,22 ± 0,06 ^a	2,38 ± 0,58 ^a	6,18 ± 1,73 ^a
PM	1,66 ± 0,66 ^a	0,67 ± 0,26 ^a	0,24 ± 0,09 ^a	0,25 ± 0,06 ^a	2,82 ± 0,22 ^a	6,25 ± 1,65 ^a
U	1,72 ± 0,57 ^a	0,81 ± 0,23 ^b	0,36 ± 0,23 ^b	0,20 ± 0,06 ^a	3,09 ± 0,24 ^a	7,52 ± 1,41 ^b
UT	1,93 ± 1,21 ^a	0,95 ± 0,56 ^b	0,33 ± 0,42 ^b	0,26 ± 0,15 ^a	3,47 ± 0,41 ^a	8,19 ± 2,01 ^b
Camada 5–10 cm						
IS	1,34 ± 0,58 ^a	0,59 ± 0,09 ^a	0,12 ± 0,05 ^a	0,18 ± 0,02 ^a	2,23 ± 0,83 ^a	6,61 ± 2,33 ^a
PM	1,17 ± 0,43 ^a	0,57 ± 0,29 ^a	0,13 ± 0,03 ^a	0,18 ± 0,03 ^a	2,05 ± 0,20 ^a	6,17 ± 1,01 ^a
U	1,11 ± 0,29 ^a	0,60 ± 0,12 ^a	0,14 ± 0,21 ^a	0,16 ± 0,10 ^a	2,01 ± 0,51 ^a	6,39 ± 1,74 ^a
UT	1,25 ± 0,77 ^a	0,63 ± 0,30 ^a	0,20 ± 0,03 ^a	0,25 ± 0,03 ^b	2,33 ± 1,07 ^a	7,34 ± 2,90 ^a
Camada 10–20 cm						
IS	1,02 ± 0,14 ^a	0,54 ± 0,03 ^a	0,12 ± 0,03 ^a	0,17 ± 0,03 ^a	1,85 ± 0,93 ^a	6,10 ± 0,89 ^a
PM	1,13 ± 0,32 ^a	0,59 ± 0,14 ^a	0,12 ± 0,04 ^a	0,16 ± 0,02 ^a	2,00 ± 0,83 ^a	5,60 ± 1,26 ^a
U	1,22 ± 0,35 ^a	0,63 ± 0,12 ^a	0,15 ± 0,05 ^a	0,18 ± 0,06 ^a	2,18 ± 0,82 ^a	6,99 ± 1,02 ^a
UT	1,17 ± 0,24 ^a	0,59 ± 0,22 ^a	0,16 ± 0,25 ^a	0,22 ± 0,18 ^b	2,14 ± 1,49 ^a	5,77 ± 3,21 ^a

IS – Incêndio severo; PM – Pastagem herbácea de montanha; U – Urzal; UT – Urzal/tojal.

A forte correspondência entre os teores de matéria orgânica e os valores de CTCe sugere que a matéria orgânica constitui o principal componente responsável pela retenção de cátions nestes solos. Em ambientes fortemente ácidos e intemperizados, os grupos funcionais da matéria orgânica representam uma importante fonte de cargas negativas, podendo contribuir para mais de metade da capacidade de troca catiónica total em horizontes ricos em carbono. Esta característica favorece a retenção de nutrientes e contribui para reduzir as perdas por lixiviação (Oades, 1988; Olorunfemi et al., 2016; Brady & Weil, 2017; Ćirić et al., 2023). O sódio manteve-se baixo em todos os tratamentos, embora o UT apresentasse os valores mais elevados nas camadas de 5–10 e 10–20 cm (grupo a). A homogeneidade global do Na e os seus níveis reduzidos indicam ausência de risco de salinização secundária e refletem o facto de este elemento não constituir parte relevante da biomassa florestal combustível (Brady & Weil, 2017). Em profundidade, as diferenças entre tratamentos esbatem-se para a generalidade das bases, prevalecendo as condições edáficas locais de baixa saturação em bases.

Considerando que a amostragem foi realizada aproximadamente três anos após os incêndios, os resultados sugerem que parte dos efeitos iniciais do fogo sobre a disponibilidade de bases ainda se encontra refletida nas camadas superficiais do solo. Contudo, a reduzida diferenciação observada em profundidade indica que os processos de lixiviação e redistribuição dos nutrientes contribuíram para atenuar progressivamente essas diferenças ao longo do perfil. A associação entre maiores teores de matéria orgânica, maiores valores de CTCe e maiores concentrações de bases de troca nos tratamentos U e UT evidencia a importância da cobertura vegetal e da acumulação de matéria orgânica na manutenção da fertilidade química e da capacidade de retenção de nutrientes destes solos.

4.6 Micronutrientes: boro e manganês

O boro não apresentou diferenças significativas entre tratamentos em nenhuma profundidade, com teores médios baixos a moderados (0,62 a 1,19 mg kg⁻¹) e sem um padrão definido em profundidade (Figura 8). O boro é um micronutriente de mobilidade intermédia, cuja disponibilidade depende da sua interação com a matéria orgânica e com os óxidos de ferro e alumínio, bem como das condições hídricas locais (Rheinheimer et al., 2018; Santos et al., 2021). Embora a mineralização da matéria orgânica pós-fogo possa libertar boro adicional, a sua redistribuição no perfil não se traduziu em diferenças estatísticas entre os tratamentos estudados.

A ausência de diferenças significativas entre tratamentos sugere que os efeitos do fogo sobre a dinâmica do boro foram de curta duração ou insuficientes para provocar alterações persistentes na sua disponibilidade. Considerando que a amostragem foi realizada aproximadamente três anos após o incêndio, é provável que os processos de absorção pelas plantas, lixiviação e reciclagem biológica tenham contribuído para uniformizar os teores deste micronutriente entre tratamentos.

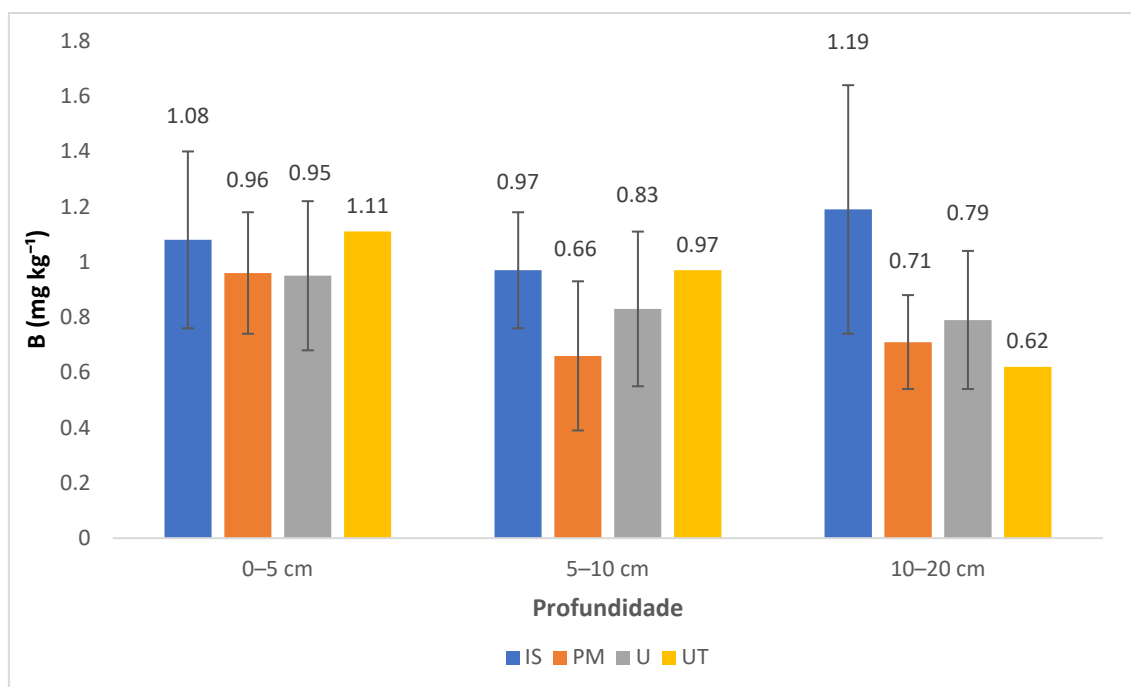


Figura 8 - Teor de boro (B , mg kg^{-1}) (média $\pm$ desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (0-5, 5-10, 10-20 cm).

O manganês apresentou o efeito mais marcante entre os micronutrientes (Figura 9). Na camada de 0-5 cm, o tratamento UT destacou-se por apresentar um teor muito superior ao dos restantes tratamentos ($15,37 \text{ mg kg}^{-1}$), enquanto o IS, PM e U apresentaram valores muito mais baixos. Nas camadas mais profundas (5-10 e 10-20 cm), não se registaram diferenças significativas.

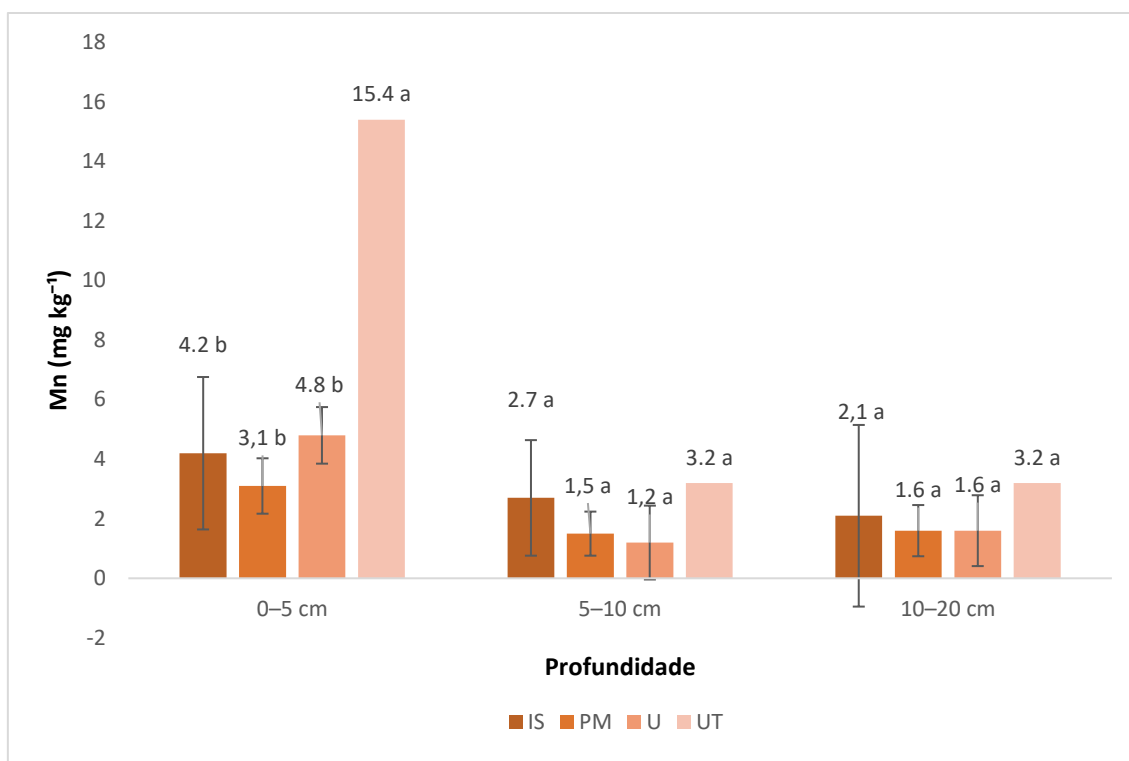


Figura 9 - Teor de manganês (Mn, mg kg⁻¹) (média ± desvio padrão) por tratamento (IS, PM, U, UT) e profundidade (5–10, 5–10, 10–20 cm). Médias seguidas da mesma letra, dentro de cada profundidade, não diferem entre tratamentos pelo teste de Scott-Knott ($p \leq 0,05$).

O elevado teor de manganês observado no tratamento UT poderá estar associado à maior acumulação de matéria orgânica e à intensa reciclagem de nutrientes promovida pela vegetação arbustiva. A matéria orgânica influencia diretamente a dinâmica do manganês no solo, afetando a sua retenção, complexação e disponibilidade para as plantas (Kabata-Pendias, 2010; Alejandro et al., 2020). Apesar dos tratamentos apresentarem valores de pH relativamente semelhantes, todos os solos mantiveram condições ácidas ($\text{pH} < 5,5$), favorecendo a solubilização e a disponibilidade do manganês. Estas condições ajudam a explicar os teores relativamente elevados observados, sobretudo na camada superficial do tratamento UT. A disponibilidade do manganês é particularmente sensível às variações do pH, da matéria orgânica e do potencial de oxidação-redução do solo, fatores fortemente modificados pelo fogo (Certini, 2005; Kang et al., 2025). A elevada variabilidade espacial deste elemento, à semelhança do fósforo e do potássio, poderá

refletir a deposição não uniforme de cinzas e a heterogeneidade das condições edáficas locais (Kabata-Pendias, 2010; Redin et al., 2011).

De um modo geral, os micronutrientes apresentaram uma resposta menos consistente aos tratamentos do que os macronutrientes e as bases de troca. O boro manteve-se relativamente homogêneo entre tratamentos e profundidades, enquanto o manganês evidenciou uma acumulação significativa na camada superficial do tratamento UT. Estes resultados sugerem que a resposta dos micronutrientes ao fogo depende não apenas dos efeitos do fogo, mas também das características da cobertura vegetal e dos processos biogeoquímicos que regulam a sua disponibilidade no solo.

4.7 Síntese dos efeitos do fogo ao longo do perfil do solo

A análise integrada dos atributos químicos revela um gradiente claro de atenuação dos efeitos do fogo com a profundidade, modulado pelo tipo de cobertura vegetal e pela severidade da perturbação.

4.7.1 Camada de 0–5 cm

É nesta camada que os efeitos do fogo se manifestam de forma mais intensa. Os tratamentos de urzal/tojal (UT) e urzal (U) apresentaram os maiores teores de potássio e magnésio trocáveis e os maiores valores de CTC efetiva, acompanhados pelo teor de matéria orgânica e, no caso do UT, por um teor de manganês muito elevado. Este enriquecimento superficial em bases e micronutrientes poderá resultar tanto da acumulação de cinzas quanto da maior acumulação de matéria orgânica e da reciclagem de nutrientes promovida pela cobertura arbustiva. O fósforo disponível foi numericamente mais elevado na pastagem herbácea de montanha (PM), embora sem significância estatística, e as áreas de incêndio severo (IS) apresentaram, em geral, os valores mais baixos.

4.7.2 Camada de 5–10 cm

Os efeitos diretos do calor atenuam-se, mas ainda são detetáveis. A matéria orgânica diferenciou-se a favor do UT, o pH revelou-se significativamente mais baixo nas áreas de incêndio severo (IS), o potássio manteve-se superior em U e UT, e o fósforo

foi significativamente menor no UT. O sódio começou a destacar-se no UT. Esta camada funciona como zona de transição entre a forte assinatura do fogo à superfície e a relativa estabilidade das camadas mais profundas.

4.7.3 Camada de 10–20 cm

A maioria dos atributos não apresentou diferenças significativas entre tratamentos, prevalecendo as condições edáficas locais. Apenas o fósforo (menor no UT) e o sódio (maior no UT) mantiveram diferenças estatísticas. As diferenças observadas nesta camada parecem estar mais relacionadas com processos de redistribuição vertical de nutrientes e com as características intrínsecas do solo do que com os efeitos térmicos diretos do fogo, conforme esperado para profundidades menos afetadas pelo aquecimento (Neary et al., 1999; Certini, 2005).

Transversalmente a todo o perfil, destacam-se três padrões. Primeiro, os sistemas de urzal/tojal preservaram consistentemente os maiores estoques de matéria orgânica e de CTC efetiva, mesmo em profundidade, demonstrando que coberturas com menor perturbação física do solo são mais eficazes na manutenção da fertilidade química ao longo do tempo (Agbeshie et al., 2022; Fonseca et al., 2017). Segundo, a acidez de troca e o alumínio de troca permaneceram elevados em todas as camadas e tratamentos, indicando que a alcalinização promovida pelas cinzas é superficial e transitória, insuficiente para neutralizar o alumínio e remover a condição de fitotoxicidade potencial (Redin et al., 2011; Takahashi & Dahlgren, 2016). Terceiro, atributos como o fósforo, o potássio e o manganês apresentaram elevada variabilidade espacial, provavelmente associada à combinação de processos de deposição de cinzas, heterogeneidade da cobertura vegetal e variabilidade natural das condições edáficas locais.

Do ponto de vista da gestão, estes resultados reforçam o potencial do fogo controlado como ferramenta de redução de carga combustível, desde que planeado e executado com critérios rigorosos de intensidade e frequência, de modo a maximizar os benefícios e minimizar os impactos sobre a química e a biologia do solo (Fernandes, 2005; Fonseca et al., 2017). Do ponto de vista da gestão, os resultados evidenciam a importância da monitorização da acidez do solo e dos teores de alumínio de troca em áreas sujeitas ao fogo, particularmente quando se pretende promover a regeneração da vegetação. Sempre que necessário, poderão ser consideradas medidas de correção da acidez adaptadas às características locais do solo, com o objetivo de melhorar a

disponibilidade de nutrientes e reduzir potenciais limitações ao desenvolvimento radicular. (Kabata-Pendias, 2010; Brady & Weil, 2013).

Em síntese, os resultados demonstram que os efeitos do fogo sobre as propriedades químicas do solo são mais evidentes nas camadas superficiais e tendem a atenuar-se com a profundidade. Contudo, a persistência de elevados teores de alumínio de troca e de baixos valores de pH evidencia que a recuperação da fertilidade química é condicionada por características intrínsecas destes solos, para além dos efeitos associados ao fogo.

5. CONCLUSÕES

O presente estudo permitiu avaliar os efeitos do fogo nas propriedades químicas dos solos de montanha do Parque Natural do Alvão, demonstrando que a resposta do solo depende simultaneamente da profundidade analisada, da cobertura vegetal e da intensidade da perturbação. Os resultados evidenciaram um gradiente claro de atenuação dos efeitos do fogo ao longo do perfil do solo, sendo as alterações mais expressivas observadas na camada superficial (0–5 cm), onde se verificaram modificações na matéria orgânica, na disponibilidade de nutrientes e na capacidade de troca catiónica efetiva.

Os tratamentos dominados por vegetação arbustiva, particularmente o urzal/tojal (UT), apresentaram, de modo geral, maiores teores de matéria orgânica, bases de troca e capacidade de troca catiónica efetiva. Estes resultados evidenciam a importância da cobertura vegetal na conservação da fertilidade química do solo e na manutenção da sua capacidade de retenção de nutrientes. O fósforo disponível manteve-se globalmente baixo em todos os tratamentos, enquanto o potássio apresentou teores relativamente mais elevados nas camadas superficiais, refletindo ainda a influência da deposição de cinzas e da reciclagem de nutrientes promovida pela vegetação.

Com o aumento da profundidade, as diferenças entre tratamentos tornaram-se progressivamente menos evidentes, indicando que os efeitos do fogo se concentram essencialmente nas camadas superficiais do solo. Apesar desta atenuação, os tratamentos U e UT mantiveram valores relativamente elevados de matéria orgânica e de CTC efetiva ao longo do perfil, sugerindo uma maior capacidade de conservação da fertilidade química e uma maior resiliência face às perturbações provocadas pelo fogo.

Um dos resultados mais relevantes deste estudo foi a persistência de condições de elevada acidez em todos os tratamentos. Os valores de pH mantiveram-se inferiores a 5,5 e os teores de alumínio de troca permaneceram elevados ao longo de todo o perfil do solo, evidenciando que os efeitos alcalinizantes associados à combustão da biomassa e à deposição de cinzas foram essencialmente transitórios e insuficientes para alterar de forma duradoura a acidez do solo. Estes resultados indicam que a toxicidade potencial do alumínio continua a constituir um importante fator limitante para a recuperação da fertilidade química e para o desenvolvimento da vegetação após o fogo.

Relativamente aos micronutrientes, o boro revelou reduzida sensibilidade aos diferentes tratamentos, não apresentando diferenças significativas entre coberturas vegetais nem entre profundidades. Em contraste, o manganês apresentou um aumento expressivo na camada superficial do tratamento UT, evidenciando a influência da matéria orgânica e das condições químicas do solo na dinâmica deste elemento.

De forma geral, os resultados obtidos demonstram que a cobertura vegetal desempenha um papel determinante na manutenção da fertilidade química dos solos após o fogo. Os sistemas dominados por urzal e urzal/tojal revelaram maior capacidade para conservar matéria orgânica, bases de troca e capacidade de retenção de nutrientes, contribuindo para uma maior estabilidade química do solo e para uma recuperação mais favorável das suas funções ecológicas.

Do ponto de vista da gestão, os resultados reforçam a importância da monitorização das propriedades químicas do solo em áreas sujeitas ao fogo e evidenciam a necessidade de estratégias de recuperação adaptadas às condições locais. A utilização criteriosa do fogo controlado poderá constituir uma ferramenta útil para a gestão da vegetação e para a redução da carga combustível, desde que planeada e executada de forma adequada. Paralelamente, a persistência de elevados teores de alumínio de troca e de baixos valores de pH sugere a necessidade de considerar medidas de correção da acidez em situações onde a regeneração da vegetação possa ser condicionada por limitações químicas do solo.

Importa, contudo, reconhecer algumas limitações do presente estudo. A amostragem foi realizada aproximadamente três anos após a ocorrência dos incêndios, pelo que os resultados refletem uma fase intermédia do processo de recuperação do solo, não permitindo caracterizar as alterações imediatas nem a evolução a longo prazo das propriedades químicas. Adicionalmente, não foi possível incluir áreas de referência não afetadas pelo fogo, o que limita a comparação direta com as condições pré-incêndio. Neste contexto, estudos futuros deverão privilegiar abordagens multidisciplinares e monitorizações de longo prazo, permitindo uma compreensão mais abrangente da resiliência dos ecossistemas de montanha sujeitos ao fogo.

Em síntese, esta dissertação contribui para o conhecimento dos efeitos do fogo nas propriedades químicas dos solos do Parque Natural do Alvão, evidenciando que os

impactos mais expressivos ocorrem nas camadas superficiais e tendem a atenuar-se com a profundidade. Os resultados obtidos fornecem informação relevante para o desenvolvimento de estratégias de gestão e recuperação de áreas ardidas em ecossistemas mediterrânicos de montanha, contribuindo para a conservação do solo, para a manutenção da sua fertilidade e para a sustentabilidade dos sistemas naturais afetados pelos incêndios rurais.

6. REFERÊNCIAS

- Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., & Awuah, R. (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research*, 33(5), 1419–1441.
- Agroconsultores and Coba, 1991. *Carta dos Solos do Nordeste de Portugal*. UTAD, Vila Real.
- Aguiar, C., Pinto, B., & Castro, J. (2001). *Parque Natural do Alvão: caracterização biofísica e vegetação*. Vila Real: Instituto da Conservação da Natureza.
- Alejandro, S., Höller, S., Meier, B., & Peiter, E. (2020). Manganese in plants: From acquisition to subcellular allocation. *Frontiers in Plant Science*, 11, Article 300.
- Almeida, L. A. V., & Balbino, L. R. (1960). *Determinação do fósforo e potássio assimiláveis em alguns solos do país*. Anais do Instituto Superior de Agronomia, 23. Lisboa.
- Ambifood. (s.d.). Potenciômetros pH e outros. <https://www.ambifood.com/pt/catalogo/equipamentos/potenciometros-ph-e-outros/potenciometros-ph/>
- Bojórquez-Quintal, E., Escalante-Magaña, C., Echevarría-Machado, I., & Martínez-Estévez, M. (2017). Aluminum, a friend or foe of higher plants in acid soils. *Frontiers in Plant Science*, 8, 1767.
- Brady, N. C., & Weil, R. R. (2017). *The nature and properties of soils* (15.^a ed.). Pearson.
- Cade-Menun, B. J., & Lavkulich, L. M. (1997). A comparison of methods to determine total, organic, and available phosphorus in forest soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 28(9–10), 651–663.
- Campos, I., Abrantes, N., Keizer, J. J., & Soares, A. M. V. M. (2022). Potentially toxic substances and associated risks in soils affected by wildfires: A review. *Applied Sciences*, 12(3), 1162.

- Casali, S. (2023). *Efeitos do regime de fogo e do contexto ambiental na diversidade dos campos do Planalto Serrano Catarinense, sul do Brasil*. Dissertação de Mestrado em Ecologia, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: A review. *Oecologia*, 143(1), 1–10.
- Ćirić, V., Đorđević, M., & Nešić, L. (2023). The implication of cation exchange capacity (CEC) assessment for soil quality management and improvement. *Agriculture and Forestry*, 69(4), 115-127.
- Costa, J. V. Botelho da. (2018). *Caracterização e constituição do solo* (9.^a ed.). Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian.
- DeBano, L. F. (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: A review. *Journal of Hydrology*, 231–232, 195–206.
- 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 e na composição química da matéria orgânica do solo e na vegetação. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 43(5), 633–640.
- Doran, J. W., & Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. In J. W. Doran, D. C. Coleman, D. F. Bezdicek, & B. A. Stewart (Eds.), *Defining Soil Quality for a Sustainable Environment* (SSSA Special Publication No. 35, pp. 3–21). Madison, WI: Soil Science Society of America.
- ERT. (s.d.). Fotómetros de chama. <https://www.ert.pt/item/fotometros-de-chama/>
- Fernandes, P. (2005). Fogo controlado. Instituto Politécnico de Castelo Branco.
- Fernandes, P. M., Loureiro, C., Botelho, H., Ferreira, A., & Fernandes, M. (2013). Fire-smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change. *Landscape and Urban Planning*, 110, 175–182.
- Ferron, W. B. (2023). *Mapeamento de risco de incêndio florestal no Parque Natural do Alvão*. Dissertação de Mestrado, Instituto Politécnico de Bragança.

Fonseca, F., de 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. A. A., Hernández, Z., Nunes, L., & Figueiredo, T. (2022). Temporal dynamics of carbon storage in a Mediterranean mountain scrubland managed by prescribed fire. *Catena*, 212, 106107.

Francos, M., Stefanuto, E. B., Úbeda, X., & Pereira, P. (2019). Long-term impact of prescribed fire on soil chemical properties in a wildland-urban interface. Northeastern Iberian Peninsula. *Science of the Total Environment*, 689, 305–311.

Furquim, F. F. & Furquim, M. D. (2024). Vegetação e visitantes florais pós-fogo: um estudo de caso do bioma Pampa. In: *Explorando a Vida Animal: ciências, ensino e planeta*. Vol. 1. Editora Científica.

Google. (n.d.). Google Earth Pro (Versão 7.3) [Software]. <https://www.google.com/earth/>

Hrelja, I., Runjić, M., Perković, I., Pernar, N., & Šango, M. (2022). Soil chemical properties and trace elements after wildfire in Mediterranean Croatia: Effect of severity, vegetation type and time-since-fire. *Agronomy*, 12(7), 1515.

ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2004). Parque Natural do Alvão: Geologia, hidrologia e clima.

ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2005). Plano de ordenamento do Parque Natural do Alvão — Diagnóstico, 2ª fase, volume III.

ICNF - Instituto da Conservação da Natureza e das Florestas. (2025). *Parque Natural do Alvão*.

IPMA - Instituto Português do Mar e da Atmosfera. (2024). Normais climatológicas 1991–2020: Vila Real.

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

Jacques, A. V. A. (2003). A queima das pastagens naturais: Efeitos sobre o solo e a vegetação. *Ciência Rural*, 33(1), 177–181.

Kabata-Pendias, A. (2010). *Trace elements in soils and plants* (4th ed.). CRC Press.

Kang, K., Whelan, E. M., Bone, S., Rowley, M. C., Marcus, M. A., & Peña, J. (2025). Wildfire produces transient minerals: Speciation, reactivity, and fate of iron and manganese in surface soils post wildfire. *Environmental Science & Technology*.

Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F., & Schuman, G. E. (1997). Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61(1), 4–10.

Klink, C. A., & Machado, R. B. (2005). A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, 1(1), 147–155.

Knicker, H. (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry*, 85(1), 91–118.

Kochian, L. V., Piñeros, M. A., Liu, J., & Magalhaes, J. V. (2015). Plant adaptation to acid soils: The molecular basis for crop aluminum resistance. *Annual Review of Plant Biology*, 66, 571–598.

Lakanen, E., & Erviö, R. (1971). A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients in soils. *Acta Agraria Fennica*, 123, 223–232.

Mateus, P., & Fernandes, P. M. (2014). Forest fires in Portugal: Dynamics, causes and policies. In F. Reboredo (Ed.), *Forest Context and Policies in Portugal* (pp. 97–115). Springer.

Ministério da Agricultura, Florestas e Desenvolvimento Rural. (2018). Plano estratégico da Política Agrícola Comum (PEPAC Portugal): Diagnóstico do setor e das necessidades. Gabinete de Planeamento, Políticas e Administração Geral (GPP).

Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., & Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: A review and synthesis. *Forest Ecology and Management*, 122, 51–71.

O C nsul do Norte. (s.d.). Parques naturais.
<http://oconsuldonorte.blogspot.com/p/parques-naturais.html>

Oades, J. M. (1988). The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5(1), 35–70.

Olorunfemi, I. E., Fasinmirin, J. T., & Ojo, A. A. (2016). Modeling cation exchange capacity and soil water holding capacity from basic soil properties. *Eurasian Journal of Soil Sciences*, 5(4), 266-274.

Organização das Nações Unidas. (2022). Se o atual ritmo de consumo continuar, em 2050 mundo precisará de 60% mais alimentos e 40% mais água. <https://brasil.un.org/pt-br/68525-fao-se-o-atual-ritmo-de-consumo-continuar-em-2050-mundo-precisara-de-60-mais-alimentos-e-40>

Pausas, J. G., & Keeley, J. E. (2017). Wildfires and global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(7), 387–395.

Pennock, D., McKenzie, N., & Montanarella, L. (2015). Status of the world’s soil resources: Technical summary. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Pereira, P., Cerd , A.,  beda, X., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Zavala, L. M., & Burguet, M. (2014). Fire effects on soil properties. In D. A. Bento-Gonçalves & A. Vieira (Eds.), *Wildfire Hazards, Risks and Disasters* (pp. 167–202). Elsevier, Amsterdam, Netherlands.

Raison, R. J. (1979). Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: A review. *Plant and Soil*, 51(1), 73–108.

Redin, M., Santos, G. F., Miguel, P., Denega, G. L., Lupatini, M., Doneda, A., & Souza, E. L. (2011). Impactos da queima sobre atributos químicos, físicos e biológicos do solo. *Ciência Florestal*, 21(2), 381–392.

Rego, F. (1997). A importância do fogo controlado na redução dos combustíveis e do risco de incêndio florestal. Repositório do Instituto Politécnico de Castelo Branco.

- Rheinheimer, C. D. S., Santos, J. C. P., Barcelos, L. A. R., Mafra, A. L., & Almeida, J. A. (2003). Modificações nos atributos químicos de solo sob campo nativo submetido à queima. *Ciência Rural*, 33(1), 49–55.
- Rheinheimer, D. S., Fornari, M. R., Bastos, M. C., Fernandes, C. L. F., Santanna, M. A., Calegari, A., & Caner, L. (2018). Carbon and nitrogen pools and soil charge attributes under long-term no-till system as affected by crop rotation and nitrogen fertilization. *Soil and Tillage Research*, 181, 125-135.
- Sade, H., Meriga, B., Surapu, V., Gadi, J., Sunita, M. S. L., Suravajhala, P., & Kavi-Kishor, P. B. (2016). Toxicity and tolerance of aluminium in plants: Tailoring plants to suit to acid soils. *Biometals*, 29, 187–210.
- Santos, F. D., Fantinel, R., & Lourenzi, C. R. (2021). Fatores que afetam a disponibilidade de micronutrientes no solo. *Tecno-Lógica*, 25(2).
- San-Miguel-Ayanz, J., Durrant, T., Boca, R., Libertà, G., Branco, A., De Rigo, D., Ferrari, D., Maianti, P., Vivancos, T. A., Costa, H., Lana, F., Löffler, P., Nuijten, D., Ahlgren, A.-C., Leray, T., Houston Durrant, T., & Carmona Moreno, C. (2023). *Forest Fires in Europe, Middle East and North Africa 2022*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. Joint Research Center (JRC), European Commission.
- Santos, J. Q. (2015). *Fertilização: Fundamentos agroambientais da utilização dos adubos e correctivos*. Publindústria.
- Schoonover, J. E., & Crim, J. F. (2015). An introduction to soil concepts and the role of soils in watershed management. *Journal of Contemporary Water Research & Education*, 154(1), 21–47.
- Shakesby, R. A. (2011). Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews*, 105(3–4), 71–100.
- Shimizu, G., Marubayashi, R., & Gonçalves, L. (2024). AgroR: Experimental statistics and graphics for agricultural sciences (R package version 1.3.6). <https://CRAN.R-project.org/package=AgroR>
- Silva, F. C. d. (2009). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes.

Silva, L. M., & Berti, M. P. S. (2022). Manganês no solo e nas plantas: Uma revisão. *Scientific Electronic Archives*, 15(3).

Sims, J. T. (1996). Lime requirement. In D. L. Sparks, A. L. Page, P. A. Helmke, R. H. Loeppert, P. N. Soltanpour, M. A. Tabatabai, C. T. Johnston, & M. E. Sumner (Eds.), *Methods of soil analysis: Part 3. Chemical methods* (pp. 491–515). Soil Science Society of America.

SP Labor. (2025, fevereiro 20). O que é um espectrofotômetro e para que ele é usado? <https://www.splabor.com.br/blog/espectrofotometro-2/o-que-e-um-espectrofotometro-e-para-que-ele-e-usado/>

Suvendran, S., Acevedo, M., Smithers, B., Walker, S. J., & Xu, P. (2025). Evaluating the effects of irrigation water quality and compost amendment on soil health and crop productivity. *Water*, 17(20), 2927.

Takahashi, T., & Dahlgren, R. A. (2016). Nature, properties and function of aluminum–humus complexes in volcanic soils. *Geoderma*, 263, 110-121.

Teixeira, P. C., Donagemma, G. K., Fontana, A., & Teixeira, W. G. (Eds.). (2017). *Manual de métodos de análise de solo* (3ª ed. rev. e ampl.).

van Reeuwijk, L. P. (2002). *Procedures for soil analysis* (6th ed.). ISRIC/FAO.